

DURVAL NASCIMENTO NETO

**METODOLOGIA PARA A UTILIZAÇÃO DA *Avena strigosa* L., COMO
BIOINDICADORA DE ESTADO DE BIORREMEDIAÇÃO DE SOLO
CONTAMINADO POR RESÍDUOS DE REFINO DE PETRÓLEO**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração Ciências do Solo do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Agrárias.

Orientador: Prof. Dr. Francisco Pereira de Campos Carvalho

**CURITIBA
2000**




MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO E DO DESPORTO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE SOLOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA: CIÊNCIA DO SOLO(MESTRADO) e
MONITORAMENTO, MODELAGEM E GESTÃO AMBIENTAL(DOUTORADO)
Rua dos Funcionários, 1540-Curitiba/PR-80035-050-Fone/Fax 41-350-5648
E-mail: pgcisol@agrarias.ufpr.br

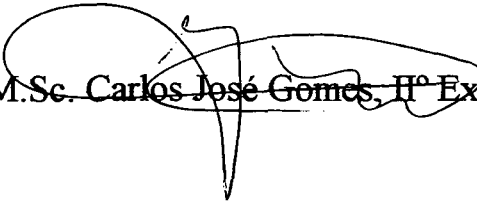
P A R E C E R

Os Membros da Comissão Examinadora, designados pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo", para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado, apresentada pelo candidato **DURVAL NASCIMENTO NETO**, com o título: "**Metodologia para avaliação da vegetalização de áreas de biorremediação com o uso do bioindicador *Avena Strigosa***" para obtenção do grau de Mestre em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo" do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, após haver analisado o referido trabalho e arguido o candidato, são de Parecer pela "**APROVAÇÃO**" da Dissertação, com o conceito "**A**", completando assim, os requisitos necessários para receber o diploma de **Mestre em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo"**.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo", em Curitiba 07 de dezembro de 2000.


Prof. Dr. Francisco José Pereira de Campos Carvalo, Presidente.


Prof. Carlos Raymundo Cano Núñez, Iº Examinador.


Prof. M.Sc. Carlos José Gomes, IIº Examinador.



Dedico a minha querida filha
Nathália.

AGRADECIMENTOS

A minha família por todo apoio e carinho.

Ao curso de Pós-Graduação em Agronomia, Área de concentração Ciência do Solo, da Universidade Federal do Paraná.

A todos amigos da Refinaria Presidente Getúlio Vargas - REPAR e a empresa PETROBRAS, pelo apoio incondicional para a realização desta pesquisa científica.

Ao professor e orientador Francisco José Pereira de Campos Carvalho pela confiança em meu trabalho.

A todos os mestres que contribuíram para minha formação científica.

A todos os amigos e profissionais da equipe do Convênio “Meio Ambiente e Tecnologia de Resíduos” PETROBRAS-FUNPAR.

Ao amigo Marcelo Andrade pelo apoio fotográfico.

A todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE ILUSTRAÇÕES.....	vii
LISTA DE TABELAS.....	xii
RESUMO.....	xiv
ABSTRACT.....	xvi
1 INTRODUÇÃO.....	01
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	03
2.1 HISTÓRICO.....	03
2.2 RESÍDUOS OLEOSOS.....	04
2.2.1 Origem das borras oleosas.....	04
2.2.2 Composição das borras oleosas.....	05
2.2.3 Lodo biológico.....	06
2.2.4 Compostos químicos orgânicos das borras oleosas.....	07
2.3 FORMAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS.....	07
2.3.1 Degradação das borras oleosas no solo	08
2.4 PRINCIPAIS FATORES QUE INTERFEREM NA BIODEGRADAÇÃO DAS BORRAS OLEOSAS.....	17
2.4.1 Características do resíduo.....	17
2.4.2 Conteúdo de nutrientes.....	18
2.4.3 Temperatura.....	18
2.4.4 Umidade.....	18
2.4.5 pH.....	18
2.4.6 Metais pesados.....	19
2.4.7 Aeração.....	19
2.5 OS VEGETAIS E AS ÁREAS DE BIORREMEDIAÇÃO.....	19
2.5.1 Os metais pesados e as plantas.....	21
2.5.2 Toxidez nas plantas.....	22
2.5.3 Plantas bioacumuladoras de metais.....	25
2.5.4 Essencialidade dos elementos inorgânicos.....	25
2.5.5 Absorção, transporte e distribuição de elementos na planta.....	30
2.6 A AVEIA.....	32
2.6.1 Comportamento da aveia frente a alterações químicas realizadas no solo.....	33
2.6.2 Comportamento e níveis de tolerância da aveia em relação aos metais pesados.....	34
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	38
3.1 LOCAL DE EXECUÇÃO DOS EXPERIMENTOS.....	38
3.2 ORIGEM DOS RESÍDUOS APLICADOS NAS ÁREAS 3 E 4	38
3.3 ANÁLISES DOS RESÍDUOS.....	39
3.4 TAXA DE APLICAÇÃO DOS RESÍDUOS NO SOLO DAS ÁREAS 3 E 4.....	39
3.5 AMOSTRAGEM DO SOLO DAS ÁREAS 3 E 4.....	42
3.6 PREPARO DAS AMOSTRAS.....	42
3.7 PREPARO DA AREIA.....	42
3.8 RATAMENTOS.....	43
3.9 ANÁLISES FÍSICAS DO SUBSTRATO DOS TRATAMENTOS.....	43

3.10 ANÁLISES QUÍMICAS DO SUBSTRATO DOS TRATAMENTOS.....	44
3.11 PREPARO DAS BANDEJAS.....	44
3.12 CASA VEGETAÇÃO.....	44
3.13 SEMENTES.....	45
3.13.1 Preparo das sementes.....	45
3.13.2 Semeadura.....	45
3.14 DELINEAMENTO ESTATÍSTICO.....	46
3.15 DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS.....	46
3.16 GERMINAÇÃO.....	46
3.17 SOBREVIVÊNCIA DA <i>Avena strigosa</i> L. NOS SUBSTRATOS.....	47
3.18 COLETA DAS PLÂNTULAS.....	47
3.19 CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO DA FITOXICIDADE ATRAVÉS DAS CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS.....	47
3.20 PRODUÇÃO DE BIOMASSA EM PESO SECO DAS PLÂNTULAS DE AVEIA.....	48
4 RESULTADOS E DISCUÇÃO.....	49
4.1 COMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS UTILIZADOS.....	49
4.2 ANÁLISES QUÍMICAS E FÍSICAS DOS SUBSTRATOS.....	49
4.2.1 Área 3.....	49
4.2.2 Área 4.....	51
4.3 TESTE DE GERMINAÇÃO DA <i>Avena strigosa</i> L.....	53
4.3.1 Germinação da <i>Avena strigosa</i> L. com solo da área 4 em 1996.....	53
4.3.2 Germinação da <i>Avena strigosa</i> L. com solo da área 4 em 2000.....	54
4.3.3 Germinação da <i>Avena strigosa</i> L. com solo da área 3 em 1997.....	55
4.3.4 Germinação da <i>Avena strigosa</i> L. com solo da área 3 em 2000.....	56
4.3.5 Comparação da germinação entre as áreas 3 e 4.....	56
4.4 SOBREVIVÊNCIA DA <i>Avena strigosa</i> L.....	58
4.4.1 Sobrevivência da <i>Avena strigosa</i> L. com solo da área 4 em 1996.....	58
4.4.2 Sobrevivência da <i>Avena strigosa</i> L. com solo da área 4 em 2000.....	59
4.4.3 Sobrevivência da <i>Avena strigosa</i> L. com solo da área 3 em 1997.....	61
4.4.4 Sobrevivência da <i>Avena strigosa</i> L. com solo da área 3 em 2000.....	61
4.4.5 Comparação da sobrevivência entre as áreas 3 e 4.....	62
4.5 PRODUÇÃO DE MASSA VEGETAL DA <i>Avena strigosa</i> L.....	63
4.5.1 Experimentos realizados em 1996 com solo da área 4.....	63
4.5.2 Experimentos realizados em 2000 com solo da área 4.....	64
4.5.3 Experimento realizado em 1997 com solo da área 3.....	65
4.5.4 Experimento realizado em 2000 com solo da área 3.....	66
4.5.5 Comparação da biomassa entre os experimentos das áreas 3 e 4.....	67
4.6 FITOXICIDADE.....	69
4.6.1 Fitotoxicidade com solo da área 4 em 1996.....	71
4.6.2 Fitotoxicidade com solo da área 4 em 2000.....	72
4.6.3 Fitotoxicidade com solo da área 3 em 1997.....	73
4.6.4 Fitotoxicidade com solo da área 3 em 2000.....	73
4.6.5 Comparação de fitotoxicidade entre as áreas 3 e 4.....	74
4.7 PROPOSTA DE AVALIAÇÃO DE BIORREMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS COM RESÍDUOS OLEOSOS.....	81
4.7.1 Considerações finais.....	85
5 CONCLUSÕES.....	87
6 ANEXOS.....	89
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	141

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA		PÁGINA
1	GERMINAÇÃO NOS SUBSTRATOS COM SOLO DA ÁREA 4.....	57
2	GERMINAÇÃO NOS SUBSTRATOS COM SOLO DA ÁREA 3.....	58
3	SOBREVIVÊNCIA DAS PLANTAS NOS SUBSTRATOS COM SOLO DA ÁREA 4.....	62
4	COMPARAÇÃO DA BIOMASSA ENTRE OS EXPERIMENTOS NA ÁREA 3.....	68
5	COMPARAÇÃO DA BIOMASSA ENTRE OS EXPERIMENTOS NA ÁREA 4.....	69
6	COMPARAÇÃO DA FITOXICIDADE EM RELAÇÃO AS PLANTAS SOBREVIVENTES DA ÁREA 3.....	76
7	COMPARAÇÃO DA FITOXICIDADE EM RELAÇÃO AS PLANTAS SOBREVIVENTES DA ÁREA 4.....	77
8	COMPARAÇÃO DA FITOXICIDADE EM RELAÇÃO AS SEMENTES SEMEADAS DA ÁREA 3.....	77
9	COMPARAÇÃO DA FITOXICIDADE EM RELAÇÃO AS SEMENTES SEMEADAS DA ÁREA 4.....	78
10	IRRIGAÇÃO DA ÁREA SEM CONTAMINAÇÃO 4T EM 1996.....	90
11	ÁREA 4T, SEM CONTAMINAÇÃO, EM JULHO DE 2000.....	90
12	CORREÇÃO DE Ph DO SOLO DA ÁREA DE BIORREMEDIAÇÃO COM CALCÁRIO.....	91
13	ÁREA DE BIORREMEDIAÇÃO 3 EM 1998.....	91
14	ÁREA DE BIORREMEDIAÇÃO 3 EM 1998.....	92
15	ÁREA DE BIORREMEDIAÇÃO 3 EM 1998.....	92
16	ÁREA DE BIORREMEDIAÇÃO 3 EM JULHO DE 2000.....	93
17	ÁREA DE BIORREMEDIAÇÃO 4 EM JULHO DE 2000.....	93
18	VISTA GERAL DOS EXPERIMENTOS EM CASA DE VEGETAÇÃO.....	94
19	VISTA GERAL DA CASA DE VEGETAÇÃO E DOS EXPERIMENTOS EM 1996.....	95
20	RETIRADA DA <i>Avena strigosa</i> L. DA BANDEJA-TESTE.....	95
21	SEPARAÇÃO DA <i>Avena strigosa</i> L. COM AUXÍLIO DE PINÇA.....	96
22	<i>Avena strigosa</i> L., DA ESQUERDA PARA A DIREITA, EM SUBSTRATOS 0%, 50% E 100% CONTAMINADOS COM SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 1996.....	96
23	<i>Avena strigosa</i> L., DA ESQUERDA PARA A DIREITA, EM SUBSTRATOS 100%, 50% E 0% CONTAMINADOS COM SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 1996.....	97
24	<i>Avena strigosa</i> L. EM SUBSTRATO COM 100% DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 1996.....	97
25	<i>Avena strigosa</i> L. EM SUBSTRATO COM SOLO SEM CONTAMINAÇÃO DA ÁREA 4T NO ANO DE 1996.....	98
26	<i>Avena strigosa</i> L., DA ESQUERDA PARA A DIREITA, EM SUBSTRATOS 0%, 25%, 50%, 75% E 100% CONTAMINADOS COM SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	98
27	<i>Avena strigosa</i> L., DA ESQUERDA PARA A DIREITA, EM SUBSTRATOS 100%, 50% E 0% CONTAMINADOS COM SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	99
28	<i>Avena strigosa</i> L. EM SUBSTRATO COM SOLO SEM CONTAMINAÇÃO DA ÁREA 4T NO ANO DE 2000.....	100
29	<i>Avena strigosa</i> L. EM SUBSTRATO COM SOLO SEM CONTAMINAÇÃO DA ÁREA 4T NO ANO DE 1996.....	100

30	<i>Avena strigosa</i> L. EM SUBSTRATO COM 25% DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	101
31	<i>Avena strigosa</i> L. EM SUBSTRATO COM 25% DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	101
32	<i>Avena strigosa</i> L. EM SUBSTRATO COM 50% DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	102
33	<i>Avena strigosa</i> L. EM SUBSTRATO COM 50% DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	102
34	<i>Avena strigosa</i> L. EM SUBSTRATO COM 75% DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	103
35	<i>Avena strigosa</i> L. EM SUBSTRATO COM 75% DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	103
36	<i>Avena strigosa</i> L. EM SUBSTRATO COM 100% DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	104
37	<i>Avena strigosa</i> L. EM SUBSTRATO COM 100% DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	104
38	PARTE 1 DA REPETIÇÃO 1 DO EXPERIMENTO 1 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM SOLO SEM CONTAMINAÇÃO DA ÁREA 4T NO ANO DE 2000.....	105
39	PARTE 2 DA REPETIÇÃO 1 DO EXPERIMENTO 1 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM SOLO SEM CONTAMINAÇÃO DA ÁREA 4T NO ANO DE 2000.....	106
40	REPETIÇÃO 2 DO EXPERIMENTO 1 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM SOLO SEM CONTAMINAÇÃO DA ÁREA 4T NO ANO DE 2000.....	107
41	REPETIÇÃO 3 DO EXPERIMENTO 1 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM SOLO SEM CONTAMINAÇÃO DA ÁREA 4T NO ANO DE 2000.....	108
42	REPETIÇÃO 4 DO EXPERIMENTO 1 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM SOLO SEM CONTAMINAÇÃO DA ÁREA 4T NO ANO DE 2000.....	109
43	REPETIÇÃO 1 DO EXPERIMENTO 1 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 25 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	110
44	REPETIÇÃO 2 DO EXPERIMENTO 1 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 25 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	111
45	REPETIÇÃO 1 DO EXPERIMENTO 1 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 25 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	112
46	REPETIÇÃO 1 DO EXPERIMENTO 1 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 50 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	113
47	REPETIÇÃO 2 DO EXPERIMENTO 1 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 50 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	114
48	REPETIÇÃO 3 DO EXPERIMENTO 1 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 50 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	115
49	REPETIÇÃO 4 DO EXPERIMENTO 1 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 50 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	116
50	REPETIÇÃO 1 DO EXPERIMENTO 1 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 75 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	117

51	REPETIÇÃO 2 DO EXPERIMENTO 1 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 75 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	118
52	REPETIÇÃO 3 DO EXPERIMENTO 1 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 75 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	119
53	REPETIÇÃO 4 DO EXPERIMENTO 1 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 50 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	120
54	REPETIÇÃO 3 DO EXPERIMENTO 1 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 100 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	121
55	REPETIÇÃO 4 DO EXPERIMENTO 1 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 100 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	121
56	REPETIÇÃO 1 DO EXPERIMENTO 2 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM SOLO SEM CONTAMINAÇÃO DA ÁREA 4T NO ANO DE 2000.....	122
57	RAIZ DA <i>Avena strigosa</i> L. REPETIÇÃO 1 DO EXPERIMENTO 2 DA CULTIVADA NO SUBSTRATO COM SOLO SEM CONTAMINAÇÃO DA ÁREA 4T NO ANO DE 2000.....	122
58	REPETIÇÃO 2 DO EXPERIMENTO 2 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM SOLO SEM CONTAMINAÇÃO DA ÁREA 4T NO ANO DE 2000.....	123
59	RAÍZES DA <i>Avena strigosa</i> L. REPETIÇÃO 2 DO EXPERIMENTO 2 DA CULTIVADA NO SUBSTRATO COM SOLO SEM CONTAMINAÇÃO DA ÁREA 4T NO ANO DE 2000.....	123
60	REPETIÇÃO 3 DO EXPERIMENTO 2 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM SOLO SEM CONTAMINAÇÃO DA ÁREA 4T NO ANO DE 2000.....	124
61	REPETIÇÃO 1 DO EXPERIMENTO 2 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 25 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	125
62	REPETIÇÃO 2 DO EXPERIMENTO 2 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 25 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	125
63	REPETIÇÃO 3 DO EXPERIMENTO 2 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 25 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	126
64	REPETIÇÃO 4 DO EXPERIMENTO 2 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 25 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	126
65	RAÍZES DA <i>Avena strigosa</i> L. REPETIÇÃO 4 DO EXPERIMENTO 2 DA CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 25 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	127
66	REPETIÇÃO 1 DO EXPERIMENTO 2 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 50 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	127
67	REPETIÇÃO 2 DO EXPERIMENTO 2 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 50 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	128
68	REPETIÇÃO 3 DO EXPERIMENTO 2 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 50 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	128

69	REPETIÇÃO 4 DO EXPERIMENTO 2 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 50 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	129
70	REPETIÇÃO 2 DO EXPERIMENTO 2 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 75 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	129
71	REPETIÇÃO 4 DO EXPERIMENTO 2 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 75 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	130
72	REPETIÇÃO 1 DO EXPERIMENTO 2 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 100 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	130
73	REPETIÇÃO 3 DO EXPERIMENTO 2 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 100 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	131
74	REPETIÇÃO 4 DO EXPERIMENTO 2 DA <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 100 % DE SOLO DA ÁREA 4 NO ANO DE 2000.....	131
75	REPETIÇÃO 1 DO EXPERIMENTO COM A <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM SOLO SEM CONTAMINAÇÃO DA ÁREA 4T NO ANO DE 2000.....	132
76	REPETIÇÃO 1 DO EXPERIMENTO COM A <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 25 % DE SOLO DA ÁREA 3 NO ANO DE 2000.....	132
77	REPETIÇÃO 2 DO EXPERIMENTO COM A <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 25 % DE SOLO DA ÁREA 3 NO ANO DE 2000.....	133
78	REPETIÇÃO 3 DO EXPERIMENTO COM A <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 25 % DE SOLO DA ÁREA 3 NO ANO DE 2000.....	133
79	REPETIÇÃO 4 DO EXPERIMENTO COM A <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 25 % DE SOLO DA ÁREA 3 NO ANO DE 2000.....	134
80	REPETIÇÃO 1 DO EXPERIMENTO COM A <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 50 % DE SOLO DA ÁREA 3 NO ANO DE 2000.....	134
81	REPETIÇÃO 2 DO EXPERIMENTO COM A <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 50 % DE SOLO DA ÁREA 3 NO ANO DE 2000.....	135
82	REPETIÇÃO 3 DO EXPERIMENTO COM A <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 50 % DE SOLO DA ÁREA 3 NO ANO DE 2000.....	135
83	REPETIÇÃO 4 DO EXPERIMENTO COM A <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 50 % DE SOLO DA ÁREA 3 NO ANO DE 2000.....	136
84	REPETIÇÃO 1 DO EXPERIMENTO COM A <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 75 % DE SOLO DA ÁREA 3 NO ANO DE 2000.....	136
85	REPETIÇÃO 2 DO EXPERIMENTO COM A <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 75 % DE SOLO DA ÁREA 3 NO ANO DE 2000.....	137

86	REPETIÇÃO 3 DO EXPERIMENTO COM A <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 75 % DE SOLO DA ÁREA 3 NO ANO DE 2000.....	137
87	REPETIÇÃO 4 DO EXPERIMENTO COM A <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 75 % DE SOLO DA ÁREA 3 NO ANO DE 2000.....	138
88	REPETIÇÃO 1 DO EXPERIMENTO COM A <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 100 % DE SOLO DA ÁREA 3 NO ANO DE 2000.....	138
89	REPETIÇÃO 2 DO EXPERIMENTO COM A <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 100 % DE SOLO DA ÁREA 3 NO ANO DE 2000.....	139
90	REPETIÇÃO 3 DO EXPERIMENTO COM A <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 100 % DE SOLO DA ÁREA 3 NO ANO DE 2000.....	139
91	REPETIÇÃO 4 DO EXPERIMENTO COM A <i>Avena strigosa</i> L. CULTIVADA NO SUBSTRATO COM 100 % DE SOLO DA ÁREA 3 NO ANO DE 2000.....	140

LISTA DE TABELAS

TABELA		PÁGINA
1	COMPOSIÇÃO DE ALGUNS LODOS DE REFINARIA.....	05
2	TEOR DE NÍQUEL DAS FOLHAS DE AVEIA.....	35
3	ACÚMULO MÁXIMO DE METAIS NO SOLO PARA USO AGRÍCOLA.....	39
4	QUANTIDADE DE RESÍDUOS APLICADOS NA ÁREA 3.....	40
5	ACOMPANHAMENTO DE METAIS APLICADOS NA ÁREA 3.....	41
6	QUANTIDADE DE RESÍDUOS APLICADOS NA ÁREA 4.....	41
7	ACOMPANHAMENTO DE METAIS APLICADOS NA ÁREA 4.....	41
8	DILUIÇÕES ENTRE SOLO CONTAMINADO E SOLO TESTEMUNHA.....	43
9	COMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS UTILIZADOS.....	49
10	CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DOS SUBSTRATOS COM SOLOS DAS ÁREAS 3 E 4T.....	50
11	CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DOS SUBSTRATOS COM SOLOS DA ÁREA 3 E ÁREA 4T.....	51
12	CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DOS SUBSTRATOS COM SOLOS DAS ÁREAS 4 E 4T.....	52
13	CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DOS SUBSTRATOS COM SOLOS DA ÁREA 4 E ÁREA 4T.....	52
14	GERMINAÇÃO DO EXPERIMENTO 1 DE 1996, COM SOLO DA ÁREA 4.	53
15	GERMINAÇÃO DO EXPERIMENTO 2 DE 1996, COM SOLO DA ÁREA 4.	54
16	GERMINAÇÃO DO EXPERIMENTO 1 DE 2000, COM SOLO DA ÁREA 4.	54
17	GERMINAÇÃO DO EXPERIMENTO 2 DE 2000, COM SOLO DA ÁREA 4.	55
18	GERMINAÇÃO DO EXPERIMENTO DE 1997, COM SOLO DA ÁREA 3....	55
19	GERMINAÇÃO DO EXPERIMENTO DE 2000, COM SOLO DA ÁREA 3....	56
20	SOBREVIVÊNCIA NO EXPERIMENTO 1 COM SOLO DA ÁREA 4 EM 1996.....	59
21	SOBREVIVÊNCIA NO EXPERIMENTO 2 COM SOLO DA ÁREA 4 EM 1996.....	59
22	SOBREVIVÊNCIA NO EXPERIMENTO 1 COM SOLO DA ÁREA 4 EM 2000.....	60
23	SOBREVIVÊNCIA NO EXPERIMENTO 2 COM SOLO DA ÁREA 4 EM 2000.....	60
24	SOBREVIVÊNCIA NO EXPERIMENTO COM SOLO DA ÁREA 3 EM 1997.....	61
25	SOBREVIVÊNCIA NO EXPERIMENTO COM SOLO DA ÁREA 3 EM 2000.....	61
26	MASSA VEGETAL NO EXPERIMENTO 1 COM SOLO DA ÁREA 4 EM 1996.....	63
27	MASSA VEGETAL NO EXPERIMENTO 2 COM SOLO DA ÁREA 4 EM 1996.....	63
28	MASSA VEGETAL NO EXPERIMENTO 1 COM SOLO DA ÁREA 4 EM 2000.....	64
29	MASSA VEGETAL NO EXPERIMENTO 2 COM SOLO DA ÁREA 4 EM 2000.....	65
30	MASSA VEGETAL NO EXPERIMENTO COM SOLO DA ÁREA 3 EM 1997.....	66
31	MASSA VEGETAL NO EXPERIMENTO COM SOLO DA ÁREA 3 EM 2000.....	67
32	NOTAS REFERENTES A FITOXICIDADE DA <i>Avena strigosa</i> L.....	70
33	FITOXICIDADE NO EXPERIMENTO 1 COM SOLO DA ÁREA 4 EM 1996.	71

34	FITOTOXICIDADE NO EXPERIMENTO 2 COM SOLO DA ÁREA 4 EM 1996.	71
35	FITOTOXICIDADE NO EXPERIMENTO 1 COM SOLO DA ÁREA 4 EM 2000.	72
36	FITOTOXICIDADE NO EXPERIMENTO 2 COM SOLO DA ÁREA 4 EM 2000.	72
37	FITOTOXICIDADE NO EXPERIMENTO COM SOLO DA ÁREA 3 EM 1997....	73
38	FITOTOXICIDADE NO EXPERIMENTO COM SOLO DA ÁREA 3 EM 2000....	74
39	COMPARAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS COM SOLO DA ÁREA 4 EM 1996.....	79
40	COMPARAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS COM SOLO DA ÁREA 4 EM 2000.....	80
41	COMPARAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS COMPARADAS COM SOLO DA ÁREA 3.....	81
42	ESTADO DE REMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS COM RESÍDUOS OLEOSOS.....	85

RESUMO

O presente trabalho têm como objeto de estudo o desenvolvimento de metodologia para a avaliação do estado de biorremediação de solos contaminados com resíduos provenientes do refino de petróleo através de bioindicador vegetal para monitoramento do processo de biorremediação e caracterização do impacto ambiental de áreas contaminadas. Para tanto foram estudados o comportamento morfofisiológico de uma espécie indicadora de estado de biorremediação de solos contaminados com resíduos oleosos, a *Avena strigosa* L. (aveia-preta), em experimentos em casa de vegetação, com tratamentos delineados em função da quantidade relativa de resíduo, onde o solo contaminado e o mesmo solo sem contaminação foram misturados. Foram estudados e avaliados, em separado, os parâmetros de germinação, desenvolvimento vegetal, sobrevivência e fitotoxicidade. Os resultados destas avaliações foram analisados sendo estabelecidas escalas de quantificação da toxicidade no vegetal e determinadas curvas de fitotoxicidade em função das diluições de solo contaminado que confirmaram a possibilidade do uso da metodologia de determinação da fitotoxicidade de solo contaminado.

Este trabalho procura colaborar com o estabelecimento de critérios para a devolução ao meio ambiente de solos provenientes de áreas de biorremediação “on site”, utilizadas como sistema de tratamento de resíduos sólidos. As atuais normas para utilização de áreas de biorremediação, por exemplo, norma EPA 800/81 ou 40CFR503/93, que evidenciam como principal parâmetro o acúmulo de metais pesados no solo, não especificam claramente sua devolução a natureza, como na deposição da matéria. Estes critérios utilizados, consideram a devolução da área de biorremediação para uso agrícola, nestes casos, nas áreas de biorremediação, pretende-se manter o solo com qualidade agrícola em relação ao teor de metais, não considerando aspectos de fitotoxicidade residual, assim, após encerrada a etapa de biodegradação da fração orgânica dos resíduos adicionados e têm sido proposto a utilização de bioindicadores de toxicidade para medir o estado de biorremediação, que foi desenvolvido no presente trabalho,

inclusive com a proposta de parâmetros morfofisiológicos para uso em outras situações de biorremediação quando, através de mudanças morfofisiológicas podem ser indicadas as possibilidades da presença de substâncias tóxicas e/ou nocivas residuais (**NASCIMENTO NETO & CARVALHO,1996, NASCIMENTO NETO, 1997, NASCIMENTO NETO & CARVALHO, 1998**).

ABSTRACT

The present work has as its main objective the development of bioindicator methodology for use of soil biorremediation criteria and environmental assessment evaluation upon the actual soil biorremediation status quantification. In order to do so morphophysiological aspects of *Avena strigosa* L., were determined under greenhouse conditions for a dilution series of contaminated soil with the non contaminated one.

A quantification scale model was proposed report the based on the statistical analysis for the defined morphophysiological parameters.

Therefore, it has possible to quantificate phytotoxicity and construct phytotoxicity curves for the contaminated soil dilution series. It was possible to conclude that the developed methodology can be used as a criteria of soil actual biorremediation status.

1 INTRODUÇÃO

A disposição final de resíduos industriais, geralmente, acarreta riscos relativos ao meio ambiente devido às características de cada resíduo e as tecnologias utilizadas, principalmente quando é usada a incineração e a disposição em aterros. A primeira apresenta o inconveniente de poluir a atmosfera, já os aterros, ao longo do tempo, implicam em riscos para corpos hídricos e para a saúde pública, sendo consideradas áreas de armazenamento de resíduos. Porém, quando se consideram resíduos industriais passíveis de biodegradação, a disposição final destes pode ser realizada através de processos biotecnológicos, de maneira segura e econômica. Entre estes, destaca-se o uso do *landfarming* e de áreas de biorremediação. O processo de *landfarming* pode ser definido como um sistema de tratamento de resíduos através de um processo biotecnológico, que utiliza a população microbiana do solo para degradação destes. Esta população pode ser aclimatada ou substituída para degradar com eficiência os resíduos, principalmente industriais, **CARVALHO et alii, (1995)**. Apesar desta aplicabilidade, o sistema de *landfarming* tem sido utilizado, quase exclusivamente para resíduos oleosos.

As áreas de biorremediação se caracterizam pela biodegradação de resíduos considerando o uso da área após a devolução para o meio ambiente. Existem diferentes normas que evidenciam como principal parâmetro o acúmulo de metais pesados. Entre os critérios utilizados, destacam-se os que consideram devolução da área de biorremediação para uso agrícola, nestes casos, nas áreas de biorremediação, pretende-se manter o solo com qualidade agrícola em relação ao teor de metais, após encerrada a etapa de aplicação. Assim, a quantidade total de um resíduo a ser aplicado nas áreas de biorremediação é limitada pela quantidade de metais pesados equivalentes a serem incorporados no solo. Esta quantidade total é aplicada em várias dosagens que são calculadas conforme a toxicidade de cada resíduo. Uma vez atingido o limite máximo, conforme o tipo de uso futuro (ex.: uso agrícola), para qualquer dos metais controlados, a área de biorremediação é fechada (vedada a aplicação de mais resíduos) e monitorada quanto à biodegradação

das borras aplicadas, e quanto a fitotoxicidade do solo na área em questão. A área de biorremediação é considerada remediada quando já ocorre a biodegradação do resíduo adicionado e a fitotoxicidade for compatível com o uso pré estabelecido.

Os estudos até hoje realizados a respeito do comportamento de bioindicadores vegetais com solo das áreas de biorremediação são poucos, porém é de consenso que uma área está biorremediada por definição quando a fitotoxicidade do solo desta é equivalente a do solo original.

Fundamentando-se na hipótese de trabalho de que é possível estabelecer o critério de estado de biorremediação através da fitotoxicidade do solo das áreas de biorremediação com o uso de bioindicadores vegetais em testes da casa de vegetação, o presente trabalho tem como objetivo o desenvolvimento de metodologia de bioindicadores vegetais, para as áreas de biorremediação da refinaria Presidente Getúlio Vargas - REPAR, que utiliza como critério de devolução para o meio ambiente qualidade de uso agrícola conforme EPA-USDA, norma 800/81(**ALMEIDA & CARVALHO, 1995**).

O presente trabalho, também tem, como finalidade contribuir nos estudos relacionados ao comportamento de bioindicadores vegetais com solo das áreas de biorremediação que são de relevante interesse, principalmente nos trabalhos relacionados a avaliação de impacto ambiental em áreas que receberam ou recebem resíduos tóxicos originários de refinarias de petróleo. E eventualmente podem ainda servir como parâmetro para estudos relacionados a fitotoxicidade de outros resíduos considerados perigosos ao meio ambiente.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 HISTÓRICO:

A contaminação do meio ambiente não é um problema novo. Na maior parte da história passada que se têm notícias, os subprodutos industriais e residenciais têm sido descartados em poços ou em rios mais próximos a uma fonte poluidora (**CUTRINGHT & LEE, 1994**).

Inicialmente não existia uma preocupação com esta questão mas, pouco a pouco, foram surgindo problemas que exigiam um cuidado específico com a degradação destes compostos (**LANGENBACH, 1994**).

Muitos processos de produção em uso atualmente resultam na formação de material residual, os quais possuem toxicidade associados a eles (resíduos). A gerência e tratamento destes resíduos tóxicos propõem desafios técnicos para a comunidade científica. Recentemente, exigências legais nos Estados Unidos da América, culpam os produtores pôr danos causados pelos resíduos, bem como culpam outras entidades as quais deveriam controlar os resíduos após sua produção. Estas responsabilidades legais duram tanto quanto durarem os resíduos. Assim sendo, há um grande incentivo para destruir estes resíduos ou convertê-los em material sem perigo (**HAIMANN, 1995**).

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (P.A.H), fazem parte de um grupo particular de contaminantes do meio ambiente, e são os poluentes que mais preocupam tratando-se de poluição ambiental. Esta preocupação origina-se do fato dos P.A.Hs., são conhecidos como potentes cancerígenos, por exemplo, benzo(a)pireno, o mais extensivamente P.A.H. estudado, têm sido demonstrado que produz metabólitos cancerígenos quando agem nas enzimas do corpo. Outra preocupação crescente é a contaminação do solo por P.A.H., em águas subterrâneas, cuja contaminação é associada a uma grande gama de locais contaminados por substâncias perigosas. Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, ainda são produzidos hoje por processos industriais da refinação de petróleo, produção de coque (carvão) e estação de tratamento de esgotos. O aumento nas ocorrências de vazamentos subterrâneos em tanques de armazenamento e vazamentos acidentais, tal como o do Exxon Valdez no

Alaska (EUA), também contribuem para o aumento de P.A.H. no meio ambiente (**CUTRINGHT & LEE 1994**).

2.2 RESÍDUOS OLEOSOS

Conforme a ABNT (1987), os resíduos oleosos são classificados como Classe I, ou seja, são materiais tóxicos e devem ser tratados ou armazenados de maneira que não causem danos ao homem e meio ambiente. As borras oleosas constituem-se de uma variedade de compostos sólidos, semi-sólidos, pastosos e líquidos originados de diferentes processos industriais.

2.2.1 Origem das borras oleosas

Em geral, as indústrias do setor petrolífero, possuem suas próprias estações de tratamento de águas residuais, compostas basicamente por três etapas de limpeza e depuração da água:

- a) Tratamento primário: Dá-se a separação da água e do óleo juntamente com partículas sólidas sobrenadantes. Esta separação é feita em piscinas de separação de água e óleo (SAO) e a retirada da fase sobrenadante é feita através de flautas móveis de arraste;
- b) Tratamento secundário: Retira as partículas sólidas em suspensão na água (argilas e agregados). Esta separação é feita em tanques de flotação e floculação dos sedimentos. No tratamento secundário, ocorre também a digestão aeróbica da água residual, promovida pela população de microrganismos presentes no lodo ativado;
- c) Tratamento terciário: É a fase final do processo de depuração da água residual que consiste na permanência, em uma lagoa de estabilização, da água provinda do tratamento aeróbico. Nesta fase, os compostos inorgânicos residuais remanescentes são consumidos principalmente por algas e pela microfauna aquática (**BARTHA; RUTGERS; BRUNWICH, 1986**). As borras oleosas são constituídas principalmente pelos materiais não retidos nos tratamentos primário e secundário.

Além dos rejeitos provenientes das estações de tratamento de efluentes (ETE), as borras ainda podem proceder das limpezas dos separadores de água e óleo, limpeza dos diques e fundos dos tanques, limpeza de canaletas e caixas de drenagem, limpeza de lagoas para estabilização de efluentes, serragens e palhadas contaminadas com óleo.

2.2.2 Composição das borras oleosas

A composição das borras é bastante variável, visto que são diversas as fontes que as originam e fatores como qualidade do petróleo refinado, eficiência de equipamentos e qualidade no processo interferem na sua composição. Basicamente, constitui-se de água, areia, graxas, óleos, compostos orgânicos e minerais, compostos químicos e metais pesados como Zn, Cr, Vn, Pb, Fe e outros em pequenas quantidades (**CASARINI, 1987, citado por MIELNICZUK, 1991**).

O excesso de lodo secundário ou lodo resultante do processo biológico, produzido pela etapa de digestão biológica, é adicionado ao lodo proveniente das fases anteriores (separações física e físico-químicas do tratamento primário). Esta mistura promove na borra oleosa uma pré-inoculação de microrganismos hábeis na digestão de compostos de difícil degradação, o que provavelmente contribui de forma favorável para decomposição no solo. A Tabela 1 mostra a composição média de alguns lodos de refinarias (**DEWOLF; NELSON, 1988**).

TABELA 1: "Composição de Alguns Lodos de Refinaria"			
Tipo de Lodo	Composição (%)		
	Óleo	Água	Sólidos
Emulsão oleosa sólida (água bruta)	1 - 49	30 - 98	1 - 21
Lodo flotado	1 - 30	40 - 92	7 - 30
Separador de água e óleo API	1 - 61	15 - 98	1 - 30

Fonte: Dewolf; Nelson, 1988.

2.2.3 Lodo biológico

O processo de lodos ativados foi desenvolvido em 1914 na Inglaterra e, ainda hoje, utiliza-se esta técnica para o tratamento de águas residuais domésticas e industriais. Nas estações de tratamento de efluentes (ETE), os tanques de digestão biológica promovem a oxigenação do efluente para o desenvolvimento de microrganismos. Estes, principalmente as bactérias, formam aglomerados denominados flocos biológicos que, através de tanques de sedimentação, são separados e, em parte, retornados aos tanques de aeração para a manutenção da população microbiana (**BRANCO, 1986**).

A destinação final de lodos, com objetivo de reduzir o despejo poluente em rios, pode ser a incineração, degradação no solo e utilização florestal e agrícola. Existe uma forte tendência de utilização para fins agrícolas, mas a principal restrição é a presença de agentes patógenos e metais pesados. (**BARBIER; PERRINE; DUHAMEL, 1990**).

Considerando a aplicação no solo, pesquisas indicam que a redução do número de ovos de ascaris e salmonella, tende a ser mais rápida quando o lodo ou composto é aplicado no inverno, e que estes agentes patógenos morrem rapidamente com a redução brusca de pH (2,9 a 3,7) (**PHILIPP; STRAUCH, 1987; STRAUCH; KONIG; PHILIPP, 1981**). Temperaturas acima de 55°C também contribuem para a redução destes organismos indesejáveis (SHUVAL et al. 1991). Portanto, a aplicação de lodo biológico ou compostos deve ser evitada quando os organismos patogênicos não são eliminados ou reduzidos a níveis aceitáveis.

Além de contribuir na adição de matéria orgânica, incrementando as propriedades físicas de retenção de água e aeração, o lodo contribui para aumentar a biomassa microbiana e a quantidade de nutrientes disponíveis no solo. São vários os pesquisadores que comprovam o aumento de nutrientes disponíveis no solo que recebeu lodo biológico (**LIGO, 1988; SANTOS FILHO & TOURINHO, 1981; MEDALIE; BOWDEN; SMITH, 1994; GRENIER, 1989**), principalmente o nitrogênio através do $\text{NO}_3\text{-N}$ e $\text{NH}_4\text{-N}$ (**ASCHMANN et al., 1990**).

Os metais pesados também estão presentes nos lodos das estações de tratamento de efluentes, principalmente em efluentes industriais, e constituem

um fator limitante para a disposição no solo. Existem alguns métodos para a captura destes metais, através de meios biológicos, químicos, químico-biológicos. Entretanto, o alto custo destes métodos inviabiliza a retirada dos metais do lodo (TAKAMATSU, 1996).

2.2.4 Compostos químicos orgânicos das borras oleosas

Estão presentes na borra oleosa inúmeros compostos químicos orgânicos com grandes variações qualitativas e quantitativas. Fatores como a qualidade do petróleo, vazamentos e alterações no processo de separação de óleo e água, limpeza de equipamentos e tubulações com solventes e mistura com resíduos acumulados anteriormente contribuem para a variabilidade na composição química nas borras oleosas.

Sabe-se que os resíduos do processamento do petróleo são constituídos de compostos polares e de hidrocarbonetos. Os compostos polares possuem moléculas que contém N, S e O adicionados ao carbono e hidrogênio e são representados por asfaltenos e resinas. Os hidrocarbonetos constituem-se de cadeias saturadas ou aromáticas. As cadeias saturadas formam alcanos e compostos cíclicos. Nos alcanos, as cadeias podem ser simples ou ramificadas. Os hidrocarbonetos com cadeias aromáticas são classificados como mononucleares e polinucleares (PAH) (HUESEMANN, 1994).

2.3 FORMAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS:

Segundo a ABNT (1987), dentro da NBR-10004 (resíduos sólidos - classificação), categoriza a borra oleosa como sendo resíduo sólido perigoso, podendo causar poluição ambiental do ar, água e/ou solo, bem como poluição visual. Exige cuidados adequados no seu manuseio, tratamento e disposição final.

A resolução n.º 9 do CONAMA (1993), proíbe quaisquer descarte de resíduos perigosos em solos, águas superficiais, subterrâneas, no mar territorial e em sistemas de esgoto ou evacuação de águas residuais, sem

tratamento prévio, que assegure a eliminação das características tóxicas e poluentes do resíduo, bem como a preservação dos recursos naturais e atendimento aos padrões de qualidade ambiental.

As técnicas mais utilizadas para o tratamento dos resíduos sólidos são a pirólise, incineração e degradação no solo. A pirólise utiliza-se de processos químicos para decomposição através do calor e da ausência de oxigênio. No entanto, ocorre a formação de grande quantidade de gases que podem apresentar igual, ou até mesmo maior toxidez que o resíduo original. A incineração é a combustão controlada do resíduo, geralmente de alto custo operacional, originando gases e cinzas que também podem causar danos ao homem e ao meio ambiente. A pirólise e a incineração, apesar de serem eficientes na eliminação do resíduo sólido, produzem rejeitos sólidos e gasosos que devem ser tratados paralelamente através de sistemas de tratamento de gases, tornando estes métodos ainda mais onerosos. A degradação no solo torna-se a opção mais viável, dependendo das características físico-químicas do resíduo. É também a alternativa mais pesquisada para o tratamento de resíduos pesados como as borras oleosas, principalmente pelas vantagens de menor custo, facilidade no manejo do sistema e menor riscos de impactos negativos no ambiente (MIELNICZUK, 1991).

Deelen (1989), citado por **LANGENBACH (1994)**, cita que:

“Em ecotoxicologia, é importante distinguir toxidade e menor biodegradabilidade. A toxidade é o efeito deletério de algumas formas de vida, enquanto o termo persistência significa a degradabilidade de algumas substâncias”.

Muitos dos produtos químicos introduzidos no ambiente são biodegradáveis por ação de enzimas previamente existentes na natureza. Outros produtos, porém, não são sujeitos à ação destas enzimas e persistem e podem acumular-se gradativamente no ambiente (**LANGENBACH, 1994**).

2.3.1 Degradação das borras oleosas no solo

Os tratamentos de descontaminação biológica requerem a combinação de conhecimentos da ecologia microbiana e dos processos de engenharia, pois o envolvimento destes processos visam criar condições favoráveis de

crescimento e atividade microbiana capazes de promover a descontaminação do solo sem prejuízos ambientais (**METTING, 1993**).

O tratamento de resíduos no solo tem sido usado com muito sucesso para remover hidrocarbonetos de petróleo que contaminam os solos (**RAYMOND, 1976**). A biorremediação, ou biodegradação no solo, consiste na utilização de microrganismos que, através de vias metabólicas, promovem reações químicas e processos físicos que transformam compostos de difícil degradação em subprodutos mais facilmente degradáveis. A completa biodegradação de um substrato, como os resíduos oleosos, é chamada de mineralização e resulta na formação de biomassa microbiana, CO₂, água e produtos inorgânicos (**ALEXANDER, 1980**). A biorremediação tem sido usada principalmente para remover contaminantes pesados do solo através dos microrganismos nativos ou adaptados que convertem compostos orgânicos nos subprodutos citados acima (**HUESEMAN, 1994**).

Durante o processo de tratamento no solo, os hidrocarbonetos são convertidos pela ocorrência natural ou pelos microrganismos nativos do solo a CO₂, água, biomassa e materiais húmicos, também citados em **GROVE (1978)**, **THOMAS e WARD (1989)** e **DINEEN et al. (1992)** que acrescentam a produção de CH₄ e sais inorgânicos. A biorremediação, considerada como tecnologia efetiva e potencialmente barata de limpeza, é baseada na biodegradação de hidrocarbonetos em produtos não tóxicos como água e CO₂ (**SONG et al., 1990**).

BOSSERT et al. (1984) estudaram o destino dos hidrocarbonetos durante a disposição de lodo oleoso no solo. Concluíram que a aplicação de lodo oleoso é rapidamente seguida por um aumento na atividade de biodegradação dos hidrocarbonetos e que a mineralização é o mecanismo predominante durante a fase ativa do processo de *landfarming*. Durante o período de encerramento, a mineralização declina fortemente, mas a remoção de hidrocarbonetos continua a taxas relativamente altas por processos de humificação.

HARRIS (1976), **CONCAWE (1980)** e **SKLADANY e METTING (1993)**, citam a existência de microrganismos do solo capazes de degradar hidrocarbonetos e, particularmente, o segundo autor, cita que, a população de microrganismos do solo pode tornar-se especializada na degradação de

hidrocarbonetos, quando estes são adicionados ao solo.

ANDERSON (1979) cita que fatores do solo podem influenciar na biodisponibilidade dos resíduos oleosos, que podem promover acúmulos destes nos locais aplicados. A estabilização pode ocorrer através de mecanismos físicos e químicos. **RASIAH et al. (1991)** demonstraram que a dispersão física aumenta a disponibilidade dos resíduos oleosos orgânicos estabilizados para a biodegradação pelos organismos do solo.

GRAING & LYNCH, 1984, SHANNON & UTERMAN, 1993, KOBAYASCHI & RITTMANN, 1982, apud METTING, 1993, citam que:

“A microbiologia encontra-se à frente dos estudos com poluentes e da tecnologia ambiental.” A capacidade dos microorganismos de transformar elementos metálicos e a existência de consórcio microbiano no solo capaz de transformar ou metabolizar misturas de poluentes orgânicos, cujos componentes apresentam características químicas relacionadas àquelas de precursores ou intermediários bioquímicos (alcanos, piridinas, quinonas, e hidrocarbonetos aromáticos), oferecem grande oportunidade na remediação de áreas contaminadas (**McGILL et al. 1981, BOLLAG et al, 1994**). A degradação de compostos poluentes com estruturas químicas não relacionadas aos substratos típicos, como os hidrocarbonetos clorados, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos e PCBs (‘polychlorinated biphenyls’), requer “aclimação” e “adaptação” das populações dos consórcios nativos e a introdução e proliferação de microorganismos exóticos capazes de degradar ou modificar estes produtos, tornando-os disponíveis para as espécies nativas. “Aclimação” é definida, neste contexto, como o tempo que os microorganismos nativos precisam para adquirir a capacidade de degradar compostos novos, enquanto “adaptação” refere-se à modificação de características dos organismos que facilitam ou aumentam sua capacidade de sobreviver e reproduzir em determinado ambiente. Assim, o solo pode ser visto como um sistema ecológico que tem mecanismos próprios de auto-regulação funcional, que agem no nível celular ajustando suas funções às condições ambientais. (**METTING, 1993**).

Este autor, cita comentários de Skandany & Metting, 1992, a respeito de biorremediação, onde afirmam que:

“Biorremediação compreende uma variedade de processos de biotratamentos que variam significativamente em seus mecanismos de ação, principalmente os de mineralização, transformação parcial, humificação e alteração do potencial redox” .

A adição de resíduos no solo, pode aumentar espontaneamente a degradação biológica, quando isto não ocorre, procura-se promover o aumento da atividade microbiana (**GRUIZ; KRISTON, 1995**). Técnicas como a inoculação de microrganismos hábeis na degradação de compostos oleosos, aplicação de enzimas imobilizadas e o uso de plantas para conter e transformar poluentes, são utilizadas para melhorar a capacidade de degradação dos resíduos oleosos no solo (**BOLLAG; MERTZ; OTJEN, 1994**). Esta técnica quando utiliza exclusivamente a população microbiana do solo, tem custo menor do que tecnologias comerciais como a incineração ou aterros industriais.

A biorremediação pode ser *ex situ*, na qual o solo contaminado é transportado até o local em que será feito o tratamento de limpeza do poluente e, geralmente é feito na camada superficial do solo. Já a biorremediação *in situ*, dá-se geralmente na sub-superfície do solo e o processo de retirada do poluente é feito no próprio local da contaminação. Na categoria *ex situ*, utilizam-se os processos de *landfarming*, bioreatores, lavagem do solo e compostagem. No tratamento do solo *in situ*, é tratado o solo sub-superficial, utilizando o manejo das águas subterrâneas (*pump and treat*) e a ventilação do solo (*bioventing*). No manejo das águas subterrâneas, a infiltração e retirada de água são meios de adicionar oxigênio e nutrientes para estimular a atividade microbiana (**SKLADANY & METTING JR, 1993**).

A biodegradação têm enormes vantagens. Em primeiro lugar, como os microorganismos estão presentes em todos os ambientes, muitas vezes, o processo pode ser realizado no próprio local, é impossível incinerar-se um solo de milhões de hectares contaminados, mas a biodegradação está em curso em todos os hectares. Em segundo lugar, é um processo que permite grande desenvolvimento:

- 1) Pela seleção de microrganismos capazes de degradação mais eficiente;

- 2) Pela engenharia genética, que permite a transferência de genes, responsáveis pelas enzimas de degradação a microrganismos já ambientados no local;
- 3) Pela versatilidade nas estações de tratamento;
- 4) Mediante a potencialização da biodegradação pelos microrganismos já existentes na área poluída, através de um procedimento chamado biorremediação.
- 5) Finalmente seus custos são muito mais baixos que aqueles processos de incineração e, por isso, a biodegradação, às vezes, se torna o único método viável (**LANGENBACH, 1994**).

Embora alguns relatos tenham exagerado sobre a potencialidade da biorremediação para aliviar problemas de poluição, ela oferece uma variedade de processos que tem sido usado com bastante sucesso. Portanto, com possibilidades da aplicação da biorremediação em locais contaminados por:

- 1)Derramamento de petróleo bruto e hidrocarbonetos derivados da refinação (benzeno, xileno, tolueno, diesel, etc...);
- 2)Preservantes de madeira (pentaclorofenol, creosoto);
- 3)Solventes diversos (acetona, butanol, etileno-glicol, cloreto de metileno);
- 4)Outros (agroquímicos, T.N.T., halogeneos) (**METTING, 1993**).

Talvez a maneira mais simples de tratamento de grandes locais contaminados, seja a biorremediação. Na biorremediação os organismos usam as substâncias contaminadoras como alimento para seu desenvolvimento (**CUTRIGHT & LEE, 1994**).

Processos de tratamentos biológicos baseados em bactérias, têm demonstrado sucesso em alguns compostos xenobióticos. Existem outros compostos xenobióticos que parecem ser recalcitrantes para a degradação por bactérias. Estes compostos tendem a ser complexos moleculares orgânicos com um ou mais anéis aromáticos ou substituição halógena. Estes compostos também são persistentes em ambientes naturais. Trabalhos com processos biológicos baseados em fungos tem mostrado que certos fungos degradantes de lignina, são capazes de degradar estes complexos compostos xenobióticos que são recalcitrantes a degradação por bactérias. Investigações no campo, onde um solo foi inoculado com o fungo branco macerador; que são uma

classe de fungos os quais incluem muitos gêneros e que são capazes de degradar lignina e celuloses; mostrou degradação de hidrocarbonos policíclicos aromáticos (P.A.H.), e pentaclorofenol no solo. O fungo branco macerador pode degradar com sucesso complexos xenobióticos em solo, se os solos forem apropriadamente inoculados e condições apropriadas forem mantidas (**HAIMANN, 1995**).

Os microrganismos são encontrados em todos os ambientes, desde o solo superficial até camadas a centenas de metros de profundidade, em regiões úmidas ou desérticas, em água doce ou salgada de qualquer profundidade, no ar, em ambientes domésticos ou industriais, em altas ou baixas temperaturas e em ambientes poluídos ou não. Assim a biodegradação pode ocorrer em toda esta gama de ambientes. Animais e plantas sobrevivem em ambientes muito mais restritos. Os microrganismos têm vias metabólicas muito diversificadas, algumas inexistentes em animais e vegetais, como a fermentação, alguns tipos de metabolismo anaeróbico, metabolismo quimioautotrófico, e o metabolismo através de isoenzimas (**LANGENBACH, T., 1994**).

KOCK, 1993, apud **LANGENBACH, 1994**, cita que:

“É interessante notar que, quando o ambiente é muito adverso, parece que a taxa de mutagenicidade aumenta entre os microrganismos sob intenso estresse, os microrganismos não têm mais a possibilidade de atender à grande demanda energética para realizar o reparo de seu DNA, persistindo todos os tipos de defeitos genéticos, o que aumenta a taxa de mutação. Consequentemente, a probabilidade de aparecimento de um mutante adaptado àquelas condições inicialmente adversas é maior, e com isso, as possibilidades de sobrevivência da população aumentam” Formando biomassas muito superiores àquelas formadas por animais ou plantas no mesmo período.

SHANNON & UTERMAN, 1993, citados por **METTING, 1993**, citam que:

“Para conseguir uma efetiva biodegradação são necessárias a presença de microrganismos ou de consórcios apropriados e as condições ambientais adequadas para a atividade biológica. A proporção e a disponibilidade de contaminantes, substratos e nutrientes, as condições de umidade, a aeração, a temperatura e a presença ou não de compostos inibitórios são fatores que geralmente limitam a biorremediação”.

A biorremediação têm adicionado vantagens de sua inerente versatilidade, mantém o solo tendo uma disrupção mínima, é capaz de ser acoplada com outras tecnologias, elimina as responsabilidades legais de longo termo, e é a tecnologia mais barata (**CUTRIGHT & LEE, 1994**).

SKALANDANY & METTING, 1992, apud **METTING, 1993**, cita que:

“De acordo com o American Petroleum Institute, contaminações de petróleo no solo podem ser reduzidos de 10.000 ppm. (7% por peso), para menos de 100-200 ppm. em poucos meses”.

CATALLO & PORTIER, 1992, também citados por **METTING, 1993**, enunciam que:

“A força geradora do processo de biorremediação é a atividade biológica capaz de promover a destoxificação do solo contaminado, sendo muitas vezes necessário aumentar a população de microrganismos responsáveis pelas transformações específicas dos elementos poluentes”.

Para isso, torna-se necessário a procura de genes específicos em populações autóctones, e de tecnologia de aplicação dos organismos remediadores selecionados. Esse processo é conhecido como “bioaugmentation”, que corresponde á inoculação, no solo ou local contaminado, de microrganismos (nativos ou mutantes), com competência para a despoluição. Isto pode ser conseguido através de três maneiras:

- 1) Estimulação da população existente através de alterações no ambiente ou aplicação de nutrientes;
- 2) Isolamento e seleção de organismos competentes e posterior aplicação no solo;
- 3) Uso de microrganismos clonados pela engenharia genética.

Se os microrganismos nativos não forem suficientes para degradar os contaminantes, ajuda externa pode ser introduzida no local. Nutrientes suplementares deverão ser adicionados para aumentar o processo de biorremediação, independente de se usar microrganismos locais ou trazidos de fora. Sob condições aeróbicas, os contaminantes são totalmente mineralizados sob a forma de dióxido de carbono, água, biomassa e sais, tornando assim a biorremediação compatível com o ambiente(**CUTRIGHT & LEE, 1994**).

Biorremediação é uma tecnologia que apresenta um nível de vantagens. No entanto, ainda existem impedimentos para o seu uso mais generalizado, destacando-se:

- a) A falta de resultados experimentais validados em escala comercial e de métodos de monitoramento do processo “in loco” e dos seus riscos;
- b) A falta de conhecimento sobre os processos biológicos envolvidos;
- c) Regulamentação dos limites de seu uso.

Apesar da ocorrência generalizada de microrganismos capazes de degradar compostos orgânicos, existem fatores limitantes da biorremediação, devendo a biotratabilidade (refere-se a medida do potencial de efetividade da biorremediação) do resíduo ou do solo a ser avaliada (**METTING, 1993**).

Quando é utilizada a população autóctone do solo, os microrganismos contidos, em sua maioria, na camada superior (camada reativa do solo, entre 25 cm. de profundidade), após um período de aclimação, passam a consumir como substrato, a matéria orgânica presente no resíduo, transformando as cadeias carbônicas em compostos mais simples (basicamente, gás carbônico, água, ácidos carboxílicos de cadeias carbônicas curtas que lhes dão características de solubilidade em água, e compostos vários de ressíntese).

Alguns estudos vem mostrando os efeitos da adição de microrganismos alóctones (não nativos) no solo. Muitas vezes a degradação dos compostos são atribuídas à população microbiana nativa mesmo após a introdução de organismos especializados.

A principal limitação na utilização desta técnica é a baixa sobrevivência dos microrganismos introduzidos, provavelmente devido a baixa capacidade de competição com organismos nativos. Por outro lado, **GONÇALVES (1997)** observou em seus experimentos *in vitro*, a aceleração acima de 236% na degradação de resíduos de refinaria com a inoculação de microrganismos especializados. A utilização de inóculos de microrganismos é recomendada em solos recentemente contaminados, quando o contaminante é de difícil degradação, quando possui elevados teores de metal pesado, quando é exigida uma rápida descontaminação e quando a concentração do contaminante é baixa (**PIOTROWSKI, 1991**, citado por **BEWLEY, 1992**).

A adição de um segundo substrato, também pode favorecer a degradação de um composto que não oferece suficientemente o carbono orgânico ou nutrientes aos microrganismos. Este processo é chamado de cometabolismo (**SKLADANY; METTING; BLAINE, 1992**). Entretanto, a degradação de compostos de difícil decomposição pode ser reprimida pela presença de outro substrato facilmente degradável (**ECKENFELDER; NORRIS, 1993; ALEXANDER, 1980; BOSSERT; BARTHA, 1986**), pois sabe-se que a taxa de crescimento microbiano é relacionado com a concentração e a diversidade do substrato (**ATLAS; BARTHA, 1986**).

Dentro da grande variabilidade de microrganismos encontrados no solo, 3 a 17% são capazes de sintetizar resíduos oleosos e outros compostos de cadeia longa. Os hidrocarbonetos são consumidos por uma variedade de microrganismos como *Mycobacterium*, *Nocardia*, *Pseudomonas*, *Streptomyces*, *Corynebacterium*, *Acinetobacter* e *Bacillus* (**ALEXANDER, 1980**). As técnicas de contagem microbiana em placas e determinação do pH no solo podem indicar a presença de algum fator limitante no processo de biodegradação (**ECKENFELDER; NORRIS, 1993**).

Nas áreas de biorremediação, pretende-se manter o solo com qualidade agrícola em relação ao teor de metais após o encerramento da etapa de aplicação. Logo, a quantidade total de um resíduo a ser aplicado nas áreas de biorremediação é limitada pela quantidade de metais pesados equivalentes a ser incorporados ao solo. Esta quantidade total é disposta em várias dosagens, que são calculadas conforme a toxicidade de cada resíduo e aplicadas conforme as condições operacionais da área de biorremediação. É importante notar que, para as áreas de biorremediação, o critério de toxicidade necessita também ser observado para se evitar a esterilização da camada superficial do solo e possibilitar a manutenção da atividade de decomposição da população microbiana no solo.

Uma vez atingido o limite máximo para qualquer dos metais controlados, a área de biorremediação é fechada (vedada a aplicação de mais resíduos) e monitorada quanto à biodegradação das borras aplicadas. No landfarming, a quantidade de resíduo a ser aplicada é determinada pelo índice de toxicidade, e desde que uma taxa desejável de atividade da camada reativa do solo esteja

sendo mantida, o teor de metais só é controlado porque ele próprio pode interferir nesta atividade. (**CARVALHO & ALMEIDA, 1995**).

2.4 PRINCIPAIS FATORES QUE INTERFEREM NA BIODEGRADAÇÃO DAS BORRAS OLEOSAS

2.4.1 Características do resíduo

As características físico-químicas como densidade, solubilidade e volatilidade dos resíduos devem ser consideradas no processo de biorremediação. Compostos menos densos que a água são mais facilmente degradados devido a dificuldade de lixiviação. Altas taxas de degradação são conseguidas quando o contaminante possui baixo peso molecular (**SKLADANY; METTING; BLAINE, 1992**).

2.4.2 Conteúdo de nutrientes

Nitrogênio e fósforo são os nutrientes mais requisitados na biodegradação no solo. As quantidades necessárias destes elementos são estabelecidas pela quantidade de carbono disponível, incluindo-se o carbono do resíduo. Geralmente as relações N:P:K de 100:10:1, 120:10:1 e 100:4:1 são utilizadas na biodegradação de resíduos no solo.

HUDIN; SYRATT (1975) comprovaram o aumento da degradação de resíduos oleosos de refinaria adicionando N na forma de NH_4NO_3 , também verificaram a diminuição da relação C:N e o aumento na competitividade por este nutriente entre a população microbiana e a vegetação. **BROWN (1983)** também verificou maior taxa de degradação de lodos oleosos de refinarias petroquímicas com a incorporação no solo de uma mistura de N, P e K na taxa de 1,2% do conteúdo de carbono orgânico no solo.

Muitas vezes o próprio fertilizante pode ser um fator limitante na degradação de resíduos oleosos devido a sua pronta disponibilidade aos microrganismos. Uma alternativa para evitar este efeito é a utilização de fertilizante na forma oleofílica, como por exemplo a uréia parafinizada (**BEWLEY, 1992**).

2.4.3 Temperatura

A temperatura é um importante fator nas reações bioquímicas promovidas pela população microbiana. Geralmente a atividade microbiana decresce com a diminuição da temperatura (**SKLADANY; METTING; BLAINE, 1992; DIBBLE; BARTHA, 1979**).

A oxidação de compostos oleosos geralmente ocorre no intervalo de 0 até 55°C. Em locais onde encontram-se microrganismos termófilos, a velocidade de reação a temperaturas elevadas é bastante rápida. Na temperatura de 0°C ou abaixo desta, a degradação desses compostos é extremamente lenta (**ALEXANDER, 1980**).

2.4.4 Umidade

A presença da água é fundamental para a comunidade microbiana. Entretanto a presença de oxigênio é o maior limitante para microrganismos aeróbios. A falta de oxigênio é causada principalmente pelo excesso de água no solo (**SKLADANY; METTING; BLAINE, 1992**).

Na condição de inundação, a população microbiana aeróbia se reduz, incentivando o desenvolvimento de microrganismos anaeróbios ou resistentes aos baixos níveis de oxigênio. A quantidade ótima de umidade para a população microbiana está em torno de 50 a 60% da capacidade de retenção de umidade do solo (**ALEXANDER, 1980**).

2.4.5 pH

No processo de biorremediação, é necessário que o pH seja compatível com os microrganismos. Bactérias desenvolvem-se com um pH ótimo entre 5 e 9, enquanto que os fungos que degradam compostos complexos, tem o pH ótimo de 5 ou menos (**SKALADANY; METTING, 1992**).

Muitas espécies de fungos desenvolvem-se em grandes intervalos de pH, desde o extremo de 9 até 3 a 4. Mas pelo fato das bactérias e

actinomicetos dominarem em solo de pH próximo ao neutro, os fungos geralmente dominam as áreas com baixo pH (**ALEXANDER, 1980**).

2.4.6 Metais pesados

Muitas vezes a indisponibilidade do metal ao microrganismo, pode dar condições para o desenvolvimento da população microbiana e da vegetação, como verificado num vazamento de gás natural ocorrido em 1929, onde a quantidade de Mn disponível passou de 0 para 1,6 meq mas com contínuas arações do solo, este conteúdo foi indisponibilizado aos microrganismos e à vegetação (**SCHOLLENBERGER, 1930**).

2.4.7 Aeração

Tratando-se de microrganismos aeróbios, a aeração é indispensável e é o fator mais limitante no processo de biodegradação. O aumento na degradação dos compostos oleosos através da aeração do solo é amplamente comprovada na literatura (**GRUIZ; KRISTON, 1995; ATLAS; BARTHA, 1981; SCHOLLENBERGER, 1930**).

2.5 OS VEGETAIS E AS ÁREAS DE BIORREMEDIAÇÃO

A biorremediação pode ser maximizada por fatores diversos, como manipulação do solo, aplicação de substratos orgânicos e nutrientes inorgânicos, e a presença de raízes. Similarmente, a presença de plantas exerce enorme efeito na biorremediação. Além do aumento na absorção e transformação de compostos orgânicos, as plantas podem acumular metais e radionucleotídeos. A hiperacumulação de metais pesados, a alteração das moléculas orgânicas (pesticidas) e das populações microbianas rizosféricas tornam as plantas importantes componentes dos processos de biorremediação (**METTING, 1993**).

O uso das plantas associadas à microbiota vem sendo considerado como um avanço no processo de biorremediação, que através das modificações causadas no solo e das técnicas agronômicas, podem remover,

conter e promover menos prejuízos ambientais causados por contaminantes. A importância da capacidade de biorremediação das plantas é inegável, mas suas potencialidades são menores do que aquelas oferecidas pelos microrganismos. Nos animais, nas plantas e nos microrganismos, o metabolismo e o destino dos xenobiontes guardam diferenças importantes (**LANGENBACH, 1994**).

Segundo **SHIMABUKURO et al. (1982)**, apud **LANGENBACH (1994)**;

“Nas plantas, observa-se freqüentemente, a formação de conjugados solúveis ou insolúveis, que ficam imobilizados em determinados tecidos por longo tempo ou se destacam da planta por senescência”.

De acordo com **MALAVOLTA, (1994)**, o sistema solo-planta é comumente descrito por vários compartimentos que se comunicam mediante reações de transferência, todas elas reversíveis. Na fase sólida consiste do complexo organo-mineral do solo ou seja, da associação de argila com o húmus. O outro elemento pode ser:

- Essencial: sem ele a planta não vive, faz parte dos compostos vitais ou de reações cruciais para a vida da planta, pode ser um macronutriente ou um micronutriente, de acordo com a quantia exigida.

- Benéfico ou Útil: não é essencial, a planta pode viver sem eles; sua presença, entretanto, é capaz de contribuir para o crescimento, produção ou para a resistência a condições desfavoráveis do meio (clima, pragas, moléstias, compostos tóxicos do solo, da água e do ar).

- Tóxico: prejudicial a planta e não enquadrado em nenhuma das duas categorias anteriores.

A concentração de nutrientes nas plantas depende da interação de um certo número de fatores, incluindo o solo, espécies de planta, estágio de maturidade, rendimento, manejo de planta e clima (**McDOWEL et al., 1993**).

O principal fator, no entanto é o potencial de absorção, este é específico e geneticamente fixado para os diferentes nutrientes (**MENGEL & KIRKBY, 1987**).

O segundo fator é a disponibilidade destes nutrientes no solo, que dependem da concentração na solução do solo (**McDOWEL et al., 1993**). Segundo **BAUMEISTER & ERNEST (1978)**, a toxicidade de um elemento não

se manifesta unicamente pelo seu teor total no solo, mas sim pelo que é disponível às plantas.

De acordo com **PORTO (1986)**, há uma certa correlação entre o conteúdo de metais no substrato e o acumulado pelas plantas, de tal forma que baixas concentrações no substrato correspondem a baixas concentrações nas plantas, podendo haver considerável acumulação nas plantas quando as concentrações no substrato são mais elevadas, o mesmo autor cita também, que a quantidade e a distribuição dos metais nas plantas depende da disponibilidade do metal no substrato, capacidade de absorção e troca de íons e a capacidade de transporte.

2.5.1 Os metais pesados e as plantas

A expressão “metal pesado” se aplica a elementos que tem o peso específico maior que 5 g/cm³ ou que possuem um número atômico maior do que 20. A expressão engloba metais, semi-metais e mesmo não metais como o selênio (Se). Imprópria ou não a expressão “metal pesado” parece ter sido a mais usada para designar metais classificados como poluentes do ar, água, solo, alimentos e forragens (**MALAVOLTA, 1994**).

Ao se constatar elevados teores de metais pesados no solo deve-se considerar também a existência de diferenças na absorção dos metais pesados que estão ligados de forma inorgânica e orgânica, pois elementos como cobre e o chumbo, que se encontram no solo quase sempre na forma orgânica, não apresentam relações ou interações diretas entre seus teores no solo e nas plantas, porém as plantas que se desenvolvem em áreas de mineração ou ricas nestes elementos podem apresentar níveis elevados dos mesmos (**BAUMEISTER & ERNEST, 1978**).

Segundo **OLSEN, (1983)**, as interações entre os metais pesados, assim como com os macronutrientes, também são capazes de modificar a nutrição das plantas. Estas interações podem ocorrer tanto no solo como na planta. Dentre os vários tipos de interações a que nos interessa é quando uma planta absorve grandes quantidades de um nutriente disponível, chegando a níveis excessivos ou tóxicos, que interferem nas funções metabólicas normais de outro nutriente. O autor cita como exemplo a absorção excessiva de zinco por

uma planta alterando a função metabólica do ferro, de tal forma que a planta passa a sofrer clorose de ferro, embora o ferro esteja presente em concentrações normais na planta. Interação entre o ferro e o manganês também ocorre. Esta interação é antagônica e ocorre principalmente em solos ácidos, que contém grandes quantidades de manganês disponível.

KABATA-PENDIAS & PENDIAS (1985) relacionam outras interações antagônicas que podem ocorrer no interior da planta, entre elas têm-se: zinco e cobre, molibdênio e zinco, manganês e cromo, ferro e cobre, ferro e cromo, ferro e molibdênio, cobalto e manganês, cobalto e ferro.

ANTONOVICS et al., (1971), citam algumas plantas que são tolerantes a níveis elevados de metal pesado, sendo que o maior número de espécies tolerantes encontram-se nas famílias *Leguminosae* e *Gramineae*.

Ao que parece, a tolerância ao metal pesado nas plantas está em impedir o metal de ser usado no metabolismo, ou de atingir os locais metal-susceptíveis, ou em envolver um metabolismo interno especializado, permitindo que as enzimas funcionem normalmente na presença de quantidades tóxicas de metais, ou simplesmente em envolver fatores externos que impedem os metais de entrarem nas plantas (**TURNER, 1969, ANTONOVICS et al., 1971**).

TURNER, (1969), também observou que a tolerância a um metal pesado não confere tolerância a outro metal pesado e uma notável e intrigante característica das plantas tolerantes é a sua rígida especificidade a um determinado metal pesado. Por exemplo, uma planta tolerante a cobre, não é tolerante a zinco e vice versa. Todavia, diferentes tolerâncias individuais podem ocorrer conjuntamente, estando correlacionado com a ocorrência simultânea de diferentes metais, em quantidades tóxicas, no solo do habitat original. Considera-se tais combinações de tolerância aos metais como tolerância múltipla.

2.5.2 Toxidez nas plantas

Anteriormente definiu-se toxidez como qualquer elemento, não essencial ou benéfico, prejudicial a planta. Toxicidez, entretanto, é a manifestação

externa de anormalidade que pode ser devida a qualquer elemento, essencial ou benéfico, macro ou micronutriente (**MALAVOLTA, 1994**).

De acordo com **BECKETT (1991)**, apud **MALAVOLTA, (1994)**:

“A toxidez de um elemento deve ser acompanhada e por isso medida pelas seguintes variáveis:

- 1- diminuição no crescimento ou redução na colheita;
- 2- sintomas visíveis;
- 3- concentração no tecido.

O primeiro efeito ou manifestação pode ser devido à interferência provocada pelo elemento na absorção, transporte ou funções de outro. O sintoma visível, que poderá não ser específico, é o resultado de uma cadeia de acontecimentos que começa com uma alteração ao nível molecular, continua com modificação subcelular que, por sua vez, conduz a uma alteração celular a qual, finalmente, resulta em modificação no tecido, isto é, no sintoma”.

A toxidez dos metais pesados para as plantas e eventualmente para o animal tem duas causas: a própria natureza e o homem, isto é antropogênica. Nos dois casos, evidentemente, há somente um motivo para que a toxidez se manifeste - o aumento na disponibilidade do elemento no solo.

O contato do “metal pesado” com a raiz é preliminar obrigatória para que tenha lugar a absorção ou seja, a entrada do elemento numa parte qualquer da célula. **MALAVOLTA, 1994**, descreve três processos de contato:

“1- Intercepção Radicular: a raiz, ao se desenvolver encontra o elemento na solução do solo o qual ocupa os poros grandes (diâmetro médio maior que dez micrómeros), e médias (diâmetro entre 0,2 e 10 micrómeros) e da qual o elemento é absorvido;

2- Fluxo de Massa: o elemento se move com uma fase aquosa, a solução do solo, a qual se desloca de uma região mais úmida para outra mais seca junto da raiz;

3- Difusão: caminhamento de “metal pesado” por distâncias curtas dentro de uma fase aquosa estacionária, indo de uma região de maior concentração para outra de menor concentração na superfície da raiz.”

DEKOK (1956), estudando a toxidez do cobre, níquel, cobalto, zinco, cromo e manganês em plantas de mostarda (*Sinapis alba*) cultivadas em hidroponia observou que o principal efeito da toxicidade dos metais manifesta-

se na raiz. Certos metais são exigidos pelas plantas para um crescimento saudável em quantidades muito pequenas, e alguns aumentos acentuados causam distúrbios fisiológicos, dos quais um amarelecimento das folhas (clorose) constitui-se geralmente em um sintoma visível. De acordo com este autor, o efeito do excesso de metal sobre as plantas parece ser duplicado, pois além de ocorrer a produção de clorose há um efeito específico do próprio metal. O excesso de metais pesados também têm um efeito acentuado sobre o crescimento da raiz e sobre o sistema radicular como um todo. Este pode tornar-se mal formado, com raízes curtas e lateralmente curvas, podendo apresentar coloração marrom

O efeito dos contaminantes nas plantas, muitas vezes, é utilizado como critério de avaliação da poluição causada por suas fontes. Alguns trabalhos sugerem a utilização de árvores como bioindicadoras de elementos poluentes do solo, ar ou águas subterrâneas.

Encontram-se amplamente registrados na literatura, estudos dos efeitos do SO₂ e CO nas emissões gasosas de indústrias e queimas de combustíveis. Estes compostos promovem a formação de chuva ácida e aumento dos níveis de CO₂ e O₃ na atmosfera. Espécies como *Picea rubens* Sarg., *Pinus taeda* L., *Picea abies* servem como bioindicadores destes poluentes através de análises químicas nos tecidos, taxas respiratórias e sintomas visíveis.

O surgimento de necroses e cloroses, diminuição da clorofila, redução no crescimento e produtividade da massa seca podem estar associados a altos teores de metais pesados no substrato. Quando não são visíveis os sintomas causados pelo excesso desses metais, sua presença pode ser determinada através das análises químicas dos tecidos.

O dióxido de enxofre (SO₂) é emitido na atmosfera devido a queima de combustíveis fósseis e representam um perigo potencial aos vegetais cultivados aos arredores de grandes fontes de SO₂. Os danos aos vegetais podem se manifestar de forma aguda, em forma de clorose intervenal, principalmente nas folhas em que os estômatos permanecem abertos, permitindo a penetração do SO₂.

2.5.3 Plantas bioacumuladoras de metais

Pesquisas vêm mostrando que é viável a descontaminação de solos com altos teores de metais em poucos anos, utilizando-se de manejos agronômicos adequados, resultados de experiências anteriores com diferentes espécies, bem como favorecendo a disponibilização dos metais na solução do solo (ERNST et al., 1996).

A acumulação dos metais pesados é muito variável de uma espécie para outra e de um determinado órgão para outro (PORTO, 1986). De acordo com McDOWELL et al. (1983), para a maioria dos minerais existe plantas acumuladoras, que contém níveis extremamente altos de um determinado mineral. Relacionando forrageiras com a absorção de zinco verifica-se que estas plantas são altamente eficientes na absorção deste elemento (MALAVOLTA, 1980). Em 1982, Sousa et al., observou que as forrageiras nativas apresentavam apenas 11 ppm de zinco, enquanto que o capim colônia (*Panicum maximum* Jacq.), capim Jaraguá (*Hyparrhenia rufa* (Ness) Stapf.) e capim gordura (*Melinis minutiflora*, Beauv.), possuíam, respectivamente, 31 ppm, 23 ppm e 21 ppm.

Plantas que acumulam metais até cerca de 1 a 3% de seu peso seco, podem ser consideradas como hiperacumuladoras e possuem potencialidade em relação à extração de metais pesados em solos contaminados (CUNNINGHAM, 1996).

Espécies de árvores como *Betula* sp., *Alnus* sp., *Salix* sp. são tolerantes aos metais e possuem potencialidades para descontaminar áreas poluídas por indústrias. A aplicação desta técnica ainda é restringida pelo conhecimento somente parcial dos efeitos dos metais no ecossistema (GLIMMERVEEN, 1996).

2.5.4 Essencialidade dos elementos inorgânicos

Os critérios de essencialidade foram estabelecidos por ARNON & STOUT (1939) e reafirmados por (EPSTEIN, 1975), que sugerem como essencial direto, o elemento que faz parte de um composto ou participa de uma reação crucial para o metabolismo. Também foi considerado essencial de

forma indireta, o elemento que, ausente, não permite à planta completar seu ciclo de vida, apresentando sintomas de carência e morrendo.

No grupo dos metais pesados, **MALAVOLTA (1994)** apresenta como essenciais o Cu, Fe, Mn, Mo, Zn. Como benéficos o Co, Ni e V. Não essenciais ou sem função o Al, Cd, Cr, Hg, Pb. Os elementos do grupo dos essenciais e benéficos, possuem cada qual a sua função, portanto, podem também ser considerados como micronutrientes.

Após a adoção de meios nutritivos como técnica experimental, verificou-se que as plantas não se desenvolviam sem os nutrientes N, P, K, Ca, Mg, S e Fe. Foram, então, denominados de macronutrientes, pois são exigidos em quantidades relativamente altas. Na medida em que foram desenvolvendo-se as pesquisas dentro da nutrição de plantas, novos elementos foram sendo incorporados na lista dos essenciais. Entretanto, como as quantidades exigidas pelas plantas eram muito inferiores aos dos macronutrientes, foram então chamados de micronutrientes (**EPSTEIN, 1975**).

Critérios como o acúmulo destes elementos nos tecidos vegetais, sintomas visíveis de toxidez e diminuição na produção da massa seca são utilizados para caracterizar o estado de toxidez ou carência causado por um determinado elemento ou associação deles.

O potássio está presente no solo na forma solúvel, trocável, fixado na rede cristalina ou incorporado à matéria orgânica. Os principais minerais que tem o elemento como parte dessa rede cristalina são feldspatos, micas e argilas micáceas. A importância prática está nas características físico-químicas do mineral de origem em fixar o potássio e na capacidade das plantas de promover sua solubilização, visto que a absorção do nutriente na forma solúvel desencadeia o processo de libertação de parte do potássio fixado (**MALAVOLTA, 1980**). A textura do solo também é um dos principais fatores que influenciam a disponibilidade do potássio. Solos argilosos geralmente possuem maiores reservas disponíveis do que em solos arenosos (**MENGEL & KIRKBY, 1975**).

O potássio é intensamente exigido pelas plantas, possui alta mobilidade tanto no solo como no interior dos tecidos vegetais. **MENGEL & KIRKBY (1975)** sugerem que dentre os macronutrientes o potássio é o único que pode ser absorvido com um gradiente eletroquímico negativo. Usualmente

o potássio solúvel é menor que as exigências das plantas, tornando ambas frações trocável e incorporada à matéria orgânica, como sendo de grande importância no suprimento nutricional (**MALAVOLTA, 1980**).

Os microrganismos podem solubilizar o potássio através da mineralização da matéria orgânica, principalmente através da síntese de ácidos orgânicos. Espécies como *Bacillus* e *Pseudomonas*, entre as bactérias, e *Aspergillus*, *Mucor* e *Penicillium*, entre os fungos, são os principais microrganismos que incorporam o potássio na sua biomassa. (**ALEXANDER, 1980**).

Nas plantas as principais funções do potássio são de ativação enzimática, síntese protéica, fixação do CO₂ durante o processo fotossintético, promoção do potencial osmótico responsável pelo turgor, balanço hídrico, transporte floemático e movimentos estomáticos (**MARSCHNER, 1993a**).

O magnésio no solo têm o mesmo comportamento que o potássio quanto à disponibilidade. Pode estar nas fases disponível, não disponível ou em solução. A maior fração está na forma indisponível, fazendo parte dos minerais primários (piroxênios, anfibólios, olivina, turmalina, muscovita e biotita) e secundários (montmorilonita, illita, clorita, vermiculita) (**MENGEL & KIRKBY, 1975**).

Na planta geralmente ocupa 0,5% da massa seca e sua absorção geralmente é menor que a do cálcio e potássio. Assemelha-se ao cálcio quando se acumula em altos níveis principalmente nas folhas mais velhas e, ao contrário deste, é móvel através do floema (**MENGEL & KIRKBY, 1975**).

A função bioquímica mais conhecida do magnésio é a formação de moléculas de clorofila. Entretanto, somente 15 a 20% do conteúdo total de magnésio na planta é envolvido neste processo. É também o principal cofator da maioria das enzimas que atuam no processo de fosforilação, bem como ativação das enzimas de hidrogenases no ciclo do ácido tricarboxílico. Tratando-se de um elemento promotor da síntese protéica, a carência do magnésio na solução do solo diminui a proporção do nitrogênio protéico e aumenta o nitrogênio não protéico na planta. A queda prematura de folhas e necrose internerval nas folhas mais velhas, geralmente são sintomas de deficiência deste nutriente (**MENGEL; KIRKBY, 1975**).

A principal relação com outro nutriente é a proporção de magnésio e potássio solúveis. Altos níveis de potássio podem restringir a absorção do magnésio, o mesmo acontece com altos teores de amônia no solo. O teor de magnésio na solução do solo, em geral, está entre o cálcio e o potássio (**MALAVOLTA, 1976**).

O cálcio no solo pode estar nas formas de carbonatos (metamórficos ou sedimentares) sulfatos e silicatos, os últimos em altos teores nos minerais primários como anortita, augita, ipidoto e apatita e teores mais baixos nos minerais secundários (**MALAVOLTA, 1980**).

Na planta é mais acumulado nas raízes do que nas partes aéreas, quando acumula-se nas folhas mais velhas e, pelo fato de possuir baixa translocação no floema, dificilmente é translocado para tecidos meristemáticos. Esta baixa mobilidade na planta tem razão ainda desconhecida, mas, supõe-se que o cálcio precipita-se no floema na forma de fosfato de cálcio (**MENGEL & KIRKBY, 1975**).

O cálcio tem função estrutural importante pois compõe a lamela média da parede celular na forma de pectato de cálcio. Este fato somado a dificuldade de translocação justifica sua importância no processo de divisão e alongamento das células das raízes (**MENGEL & KIRKBY, 1975; MALAVOLTA, 1980**). Nas folhas, **MARSCHNER (1993a)**, comenta a importância do oxalato de cálcio para a resistência contra infecção fúngica.

MARSCHNER, (1993) e MENGEL & KIRKBY (1975) citam o cálcio como um dos responsáveis pela variação na permeabilidade da membrana celular que é causada pela troca de cálcio da célula pelo excesso de hidrogênio livre do meio. De certa forma, o cálcio afeta a difusão de compostos no tecido vegetal. Os mesmos autores também citam a influência do nutriente na germinação e crescimento do pólen, bem como na formação e desenvolvimento de nódulos de *Rhizobium*. Os principais sintomas visíveis de deficiência são amarelecimento das margens das folhas, crescimento não uniforme da folha, murcha e morte das gemas terminais (**MALAVOLTA, 1976**).

A principal fonte de ferro estão nos minerais primários que formam óxido (hematitas, ilmenitas, magnetitas). Nas rochas sedimentares os óxidos de ferro e sideritas são as formas mais comuns para o ferro. O conteúdo de ferro solúvel é extremamente baixo comparando-se com a forma total. As formas

solúveis inorgânicas incluem Fe^{+3} , $\text{Fe}(\text{OH})^{+2}$, $\text{Fe}(\text{OH})^{+2}$, e Fe^{+2} . A oxidação do Fe no solo tem importância na prevenção da toxidez deste elemento, como por exemplo o bronzeamento do arroz causado pela redução do Fe^{+3} para Fe^{+2} que ocorre em solos encharcados (**MENGEL & KIRKBY, 1975**). Cabe salientar que os sintomas de deficiência do ferro são causados principalmente pela diminuição da disponibilidade ou da absorção, e não pela falta propriamente dita deste elemento (**MALAVOLTA, 1980**).

O ferro está presente em basicamente dois grupos de proteínas: hemoproteínas e ferro-sulfo proteínas. As primeiras são representadas pelos citocromos, citocromos oxidases, catalase, peroxidase e leghemoglobina. Os citocromos são constituintes do sistema de reações de redox nos cloroplastos e mitocôndrias e quando está na forma de citocromo oxidase, participa da fase terminal da cadeia respiratória da planta. Já as catalases facilitam a dissociação da água oxigenada em água e oxigênio durante a fotorespiração e a via glicolítica. As peroxidases são abundantes na rizoderme e endoderme das raízes e catalizam a polimerização de compostos fenólicos em lignina (**MARSCHNER, 1993a**). Fato comum em solos ácidos é a indisponibilidade do ferro devido a aplicação excessiva de calcário, causando clorose nas plantas (**MENGEL & KIRKBY, 1975**), assim como o excesso de fósforo pode causar a precipitação do ferro na planta (**MARSCHNER, 1993a**).

O cobre no solo está quase que exclusivamente na forma divalente (Cu^{+2}) e é facilmente complexada com compostos de baixo peso molecular. Nas raízes e no xilema mais de 99% do cobre é complexado em aminoácidos e outros compostos. **SANDMANN; BOGER (1983)**, citados por **MARSCHNER (1993a)** mencionaram o cobre em três diferentes formas nas proteínas: proteínas azuis, proteínas não azuis e proteínas multicúpricas. As primeiras, segundo esses autores, não tem atividade da oxidase, como por exemplo a plastocianina. As proteínas não azuis produzem peroxidase e oxidam monofenóis para difenóis. As multicúpricas contém no mínimo quatro átomos de cobre para cada molécula e atuam como oxidases e catalizam reações, são exemplos as oxidases ascorbate e lacases. Além das funções enzimáticas de catálise, **MALAVOLTA (1980)** e **MARSCHNER (1993a)** destacam a influência do cobre na síntese de proteínas, metabolismo de carboidratos e na fixação simbiótica do nitrogênio. O último autor cita ainda a importância do cobre na

lignificação e formação da parede celular, bem como a formação e fertilização do pólen. Segundo Hodenberg; Finck (1975) e Reuter (1981) citados por **MARSCHNER (1993a)** níveis superiores a 20 $\mu\text{g/g}$ de cobre na massa seca das folhas, podem apresentar toxicidade. Por sua vez, cabe salientar que o nível de tolerância é variável para qualquer elemento nas diferentes espécies de plantas. Quando tolerantes, as plantas acumulam altos teores de cobre nas raízes, já aquelas não tolerantes, é inibido o crescimento radicial ou ocorrem doenças radiciais (Wainwright; Woolhouse, 1977, citado por **MARSCHNER, 1993a**).

O zinco é um componente de várias enzimas, inclusive as desidrogenases como a do álcool e ácido láctico. A interação mais conhecida é a deficiência de zinco induzida pelo excesso de fósforo ou fosfato (**EPSTEIN, 1975**). Também é responsável pela síntese do triptofano que é precursor do ácido indolacético, um hormônio de crescimento das plantas, embora esta função seja contestada por Takaki e Kushizaki (1970), citados por **EPSTEIN (1975)**. A carência do zinco também provoca a diminuição fotossintética e da síntese protéica (**EPSTEIN, 1975**). Os sintomas visíveis de deficiência são: diminuição no tamanho dos internódios com formação de tufo terminais nas folhas, folhas novas pequenas, estreitas e alongadas (**MARSCHNER, 1993a**).

O sódio é abundante nos solos e mais fracamente adsorvidos pelos colóides do que o potássio, magnésio e cálcio. Em solos salinos, onde existe o excesso de sódio, a qualidade e manejo das águas são importantes no processo de dessalinização, já que este elemento têm fácil dissolução. Entretanto, as plantas podem excluir o sódio no processo de absorção, enquanto outras são capazes de acumular no tecido vegetal. As funções são pouco conhecidas, mas sabe-se que é ativador de algumas enzimas (**MARSCHNER, 1993a**).

2.5.5 Absorção, transporte e distribuição de elementos na planta

Qualquer elemento, seja macro ou micronutriente, essencial ou não, faz sempre o mesmo caminho quando é absorvido pelas raízes: parede celular, espaços intercelulares, superfície externa do citoplasma, citoplasma, tonoplasto e vacúolo (**MALAVOLTA, 1994**).

Metais e micronutrientes são absorvidos geralmente na forma iônica como Co^{+2} , Cu^{+2} , Fe^{+2} , Fe^{+3} , Mn^{+2} , HMoO_4^{-2} , Ni^{+2} , Zn^{+2} , Cd^{+2} , Cr^{+6} e Pb^{+2} .

Os mecanismos de absorção são ampla e genericamente conhecidos na fisiologia das plantas. Sabe-se que os íons, quer sejam nutrientes ou não, estão sujeitos a dois processos de entrada na planta. Um processo passivo, no qual não há gasto de energia pela planta, e os íons seguem a favor de um gradiente de concentração em que o meio externo é mais saturado ionicamente do que os espaços intercelulares e parede celular. No mecanismo passivo, são implicados alguns processos de movimentação dos íons na solução, como a difusão (movimento do íon numa fase aquosa estacionária) e fluxo de massa (movimento do íon numa fase aquosa móvel), adsorção (concentração do íon na superfície da parede celular), equilíbrio de Donnan (caminhamento do íon para a parede até que as concentrações externa e interna se equalizem) (MALAVOLTA, 1976).

No processo ativo, o íon movimenta-se para uma fase aquosa com maior concentração iônica. Neste processo, estão envolvidos mecanismos ainda não bem entendidos, pois sabe-se que a parede celular possui características impermeáveis aos íons, entretanto, ocorre necessariamente a entrada destes nutrientes no interior da célula (MALAVOLTA, 1976). A hipótese mais divulgada e aceita é a dos carregadores que formam complexos permeáveis à membrana e transportam os íons ao interior da célula. EPSTEIN (1975), mostra detalhadamente os mecanismos de absorção iônica e os fatores que modificam a absorção e transporte dos elementos inorgânicos pelas raízes.

O transporte radial dos elementos inorgânicos na planta segue o caminho: epiderme, parênquima cortical, endoderme e cilindro central. Radialmente, os íons passam de uma célula a outra via protoplasma e seus prolongamentos (plasmodesmos). As estrias de Caspari impedem a travessia apoplástica da endoderme, forçando o caminho simplástico. A partir da endoderme, os íons seguem pelas vias simplástica e apoplástica. (MALAVOLTA, 1976).

O deslocamento dos elementos inorgânicos, das raízes até as partes aéreas, é feito através do xilema e distribuem-se por vasos floemáticos por toda a planta. Os metais pesados encontram-se no xilema na forma iônica

(Cr^{+2} , $\text{Cr}_2\text{O}_4^{-2}$, Co^{+2}), complexado ou quelatizado: Cu-aminoácidos, Fe-citrato, Mo-aminoácidos com S, Ni-aminoácidos (**MALAVOLTA, 1994**).

2.6 A AVEIA

A aveia é uma gramínea anual largamente cultivada na região sul do Brasil. Seu cultivo, nesta região, visa tanto à produção de grãos, de forragens como também a adubação verde (**FLOSS, 1987**).

Aparentemente, o gênero *Avena* ficou estabelecido em 1700 pelo botânico francês Tournefort. Porém, a maioria das espécies até hoje conhecidas, foram classificadas por Linnaeu em 1750.

Dentre as espécies mais importantes de aveia estão: a *Avena sativa* (branca), *Avena strigosa* (preta) e *Avena byzantina* (amarela) (**PUPO, 1979**).

A aveia pode ser descrita morfológicamente como uma planta que apresenta colmos compostos de uma série de nós e entrenós. Os nós são sólidos, os entrenós se alongam sendo ocos quando maduros e relativamente cheios durante o estágio vegetativo, com uma pequena abertura no centro. Apresenta colmos cilíndricos, eretos e glabros. As folhas inferiores apresentam uma bainha vilosa, lígula obtusa de 1,5 a 7 mm e margem denticulada com lâminas de 14 a 40 cm de comprimento por 5,5 a 22 mm de largura, apresentando forma plana de pré-folhação convolutada. As raízes são do tipo fasciculada, pequenas mas em grande número e sua formação fibrosa facilita a penetração no solo. O grão de aveia é uma cariópse, termo utilizado para designar grãos pequenos, secos, indeiscentes, semente única por fruto, com uma fina camada de pericarpo, originado pelo desenvolvimento do óvulo superior. A forma é semicilíndrica, aguda nas extremidades.

De acordo com **DERPSCH & CALEGARI (1985)**, a aveia preta prefere solos argilosos e é mais rústica que a branca e a amarela, em termos de fertilidade e resistência a seca, sendo menos sensível a acidez do solo do que o trigo, vegetando bem com pH de 5,0 a 7,0. Também responde melhor à calagem e a fertilização do solo, com maiores rendimentos de massa. Além disso, é uma planta resistente às principais enfermidades, com por exemplo, o mal-do-pé (**SANTOS, 1991**).

Além do uso na alimentação animal, a aveia preta destaca-se como importante planta de cobertura do solo no sistema de plantio direto (**MONEGAT, 1991**) e como planta melhoradora da sanidade do solo, quando cultivada em rotação com outras culturas, tais como cevada, trigo, triticale e soja (**SANTOS, 1991**).

2.6.1 comportamento da aveia frente a alterações químicas realizadas no solo

Qualquer alteração química na solução do solo interfere no desenvolvimento e na composição química das plantas. Estudando os efeitos do alumínio sobre o crescimento da aveia, **MUTATKAR & PRICHETT, 1967**, observaram reduções altamente significantes na altura das plantas, bem como nos rendimentos, com taxas crescentes de alumínio no solo e com valores de pH decrescente. Também constataram que os teores de cálcio e magnésio eram maiores nas aveias que se desenvolveram em solos que receberam as menores taxas de alumínio. Quanto aos teores de potássio e nitrogênio, estes foram maiores na parte aérea, do que na radicular e diminuía com taxas crescentes de alumínio no solo. Os teores de fósforo também foram maiores na parte aérea, porém não foram significativamente afetados pelos aumentos do alumínio adicionado.

Em 1970, **PRICE & MOSCHLER**, estudando os efeitos residuais da aplicação de calagem em um solo franco siltoso, após 11 anos, sobre a composição mineral da aveia observaram que os teores de cobre diminuía significativamente nas aplicações de 1 e 4 toneladas de calcário, enquanto que os teores de cálcio, ferro e fósforo permaneceram inalterados. Já os teores de magnésio aumentaram em todas as aplicações de calcário. Todavia, os teores de manganês diminuía progressiva e significativamente em todos os tratamentos. Quanto aos teores de zinco, estes diminuía significativamente com aplicações de 1, 4 e 8 toneladas de calcário.

Ao estudar quantificação de metais pesados nas plantas de aveia preta, var. Chilena, **PREVEDELLO (1989)** verificou que os níveis de cádmio, chumbo, cobre, ferro, manganês e zinco não excederam aos níveis máximos permitindo na massa seca foliar, no que diz respeito ao consumo alimentar, embora a

planta tenha apresentado menor desenvolvimento quando cultivada sobre o substrato que recebeu xisto retornado. Observou também que o manganês foi um dos responsáveis pela diminuição na produção de matéria seca, tendo este concentrado-se no tecido das plantas menos desenvolvidas. Segundo **PREVEDELLO (1989)**, o menor desenvolvimento observado na cultura da aveia preta além de estar correlacionado com problemas químicos do solo pode estar relacionado às condições físicas resultantes de cada tratamento.

2.6.2 Comportamento e níveis de tolerância da aveia em relação aos metais pesados

VERGANO & HUNTER, em 1953, foram os pesquisadores que mais se dedicaram a cultura da aveia a fim de estabelecer níveis tóxicos de alguns metais pesados, buscando também descrever os sintomas apresentados por esta planta frente a estes níveis.

Em 1953, **VERGANO & HUNTER**, realizaram um experimento onde observaram a toxidez de níquel e cobalto nas plantas de aveia que eram submetidas, respectivamente, a soluções nutritivas contendo níquel e cobalto. Verificaram que os teores de cobalto das folhas de aveia completamente desenvolvidas, amostradas com 35 dias após a germinação da semente, eram em concentração de Cobalto em solução nutritiva de 0, 5 e 15 ppm, a concentração de cobalto em matéria seca nas folhas eram respectivamente foram 0,8, 116 e 640.

Quando a concentração de cobalto na solução nutritiva era de 0 ppm as plantas apresentavam-se normais, a partir de 5 ppm as plantas começavam apresentar sintomas de toxidez. Observaram também que o nível de cobalto nas plantas era alto, mesmo onde o grau de necrose era baixo.

Em relação ao níquel, constataram que a absorção deste elemento era muito acentuada, até mesmo onde a concentração de níquel na solução era relativamente baixa, (Tabela 2).

Tabela 2: "Teor de Níquel das Folhas de Aveia"

Concentração de Níquel em Solução (ppm)	Concentração de Níquel na Matéria Seca de Foliar (ppm)
0	7
1,5	-
2,5	66
5	88
10	144
15	370
20	590
30	925

Fonte: VERGANO & HUNTER (1953)

Quanto as raízes, estas pareciam não ser afetadas por concentrações de níquel até 2 ppm. Com 2,5 e 5 ppm de níquel havia uma redução no crescimento e na formação de raízes secundárias, e as raízes eram fibrosas e de coloração ocre-escura. Enquanto que com altas concentrações o desenvolvimento das raízes era muito pobre, níveis de 20 e 30 ppm produziam somente umas poucas raízes marrom-escuras sem nenhuma raízes secundárias.

Além disso, concluíram que os sintomas produzidos pelo níquel e pelo cobalto nas plantas de aveia, cultivadas em areia, pareciam ser uma combinação de clorose e necrose induzida pela deficiência de ferro, sendo os sintomas semelhantes embora não idênticos.

Após 40 dias de fornecimento de uma solução nutritiva contendo diferentes concentrações de cobalto, cobre, cromo, manganês, molibdênio, níquel e zinco às plantas de aveia que cresciam em areia lavada com ácido, **HUNTER & VERGANO (1953)** analisaram o teor de cada um dos elementos nas folhas.

Observaram que as plantas que receberam a concentração de 0 ppm de cobalto na solução nutritiva continham 0,78 ppm de cobalto na massa seca foliar e não apresentavam nenhum sintoma. As plantas que receberam solução nutritiva com concentração de 5 ppm, continham 116 ppm de cobalto na massa seca foliar e apresentavam um grau de sintomas clorótico baixo. Concentrações mais altas de cobalto do que níquel (tanto na solução quanto na folha) eram exigidas para produzir os sintomas de clorose e necrose. Com 15 ppm de cobalto na solução o grau de necrose era sempre menor que o

produzido por 2,5 ppm de níquel, embora a concentração de cobalto na planta fosse alta (640 ppm). Adicionando 2 ppm de cobalto a uma solução nutritiva que continha 2,5 ppm de níquel havia uma ligeira intensificação do efeito do níquel, ocorrendo 79 ppm de cobalto na massa seca foliar e 187 ppm de níquel. Várias vezes o nível de cobalto nas folhas foi consideravelmente maior que o normal, antes que o efeito de cobalto fosse produzido (**VERGANO & HUNTER, 1953**).

Decorridos 40 dias de fornecimento de uma solução nutritiva contendo diferentes concentrações de níquel às plantas de aveia, estes mesmos autores analisaram o teor de níquel nas folhas e observaram que as plantas que receberam a concentração de 0 ppm de níquel na solução nutritiva continham 3,8 ppm de níquel na massa seca foliar e não apresentavam nenhum sintoma. Entretanto, as plantas que receberam solução nutritiva em concentração de 1 ppm, continham 50 ppm de níquel na massa foliar e apresentavam um grau de sintoma clorótico muito baixo. As folhas de todas as plantas que receberam solução nutritiva contendo níquel desenvolveram clorose difusa e necrose em forma de faixas brancas longitudinais. O teor de níquel nas folhas foi considerável mesmo onde a concentração de níquel na solução nutritiva era baixo. Fornecendo solução nutritiva com 5 ppm de níquel, as plantas de aveia apresentaram 196 ppm de níquel na massa seca foliar e o crescimento era extremamente reduzido.

Quanto ao zinco, constataram que as plantas de aveia que não receberam zinco através da solução nutritiva, apresentavam 140 ppm de zinco na massa seca foliar e não apresentavam nenhum sintoma. Com 10 ppm de zinco na solução, as plantas continuavam normais e com 25 ppm na solução, apresentavam 1700 ppm de zinco na massa seca foliar e eram ligeiramente cloróticas (clorose difusa). Com 100 e 150 ppm de zinco na solução, as plantas eram atrofiadas e muito cloróticas, sendo que diversas extremidades foliares apresentavam-se vermelho-amareladas, e as raízes eram pequenas.

Ainda de acordo com **VERGANO & HUNTER, 1953**, a diagnose da toxidez dos metais pesados pela consideração dos sintomas visuais e a composição do tecido foliar não é difícil, com a possível exceção do cromo. No caso do níquel e do cobalto, além das suaves diferenças visuais que ocorre, uma alta concentração de cobalto na planta é indispensável para indicar a

toxidez do cobalto. Em síntese, a planta de aveia é um adequado indicador, especialmente onde se suspeita da toxidez de níquel, pois é relativamente susceptível e mostra sintomas característicos.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 LOCAL DE EXECUÇÃO DOS EXPERIMENTOS

A área experimental situa-se no interior do pátio industrial da Refinaria Presidente Getúlio Vargas - REPAR, pertencente a PETROBRAS – Petróleo Brasileiro S.A., que está localizada na Rodovia do Xisto, Km. 16,5, BR-476, no Município de Araucária, região Metropolitana de Curitiba, com coordenadas geográficas de 25° 35' 21" S de latitude e 49° 25' 00" W de longitude, Estado do Paraná - Brasil.

O clima do local é classificado como Cfb, de acordo com Köppen, caracterizado por ser zona de clima quente-temperado subtropical e fresco até frio, no inverno. Possui uma precipitação média anual em torno de 1.500 mm, estando localizada a 897 m de altitude (**PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE ARAUCÁRIA, 1995**).

3.2 ORIGEM DOS RESÍDUOS APLICADOS NAS ÁREAS 3 E 4

As borras oleosas aplicadas nas áreas experimentais originaram-se da Unidade de Tratamento de Despejos Industriais - UTDI, das canaletas de captação de águas contaminadas, e dos depósitos de armazenamento de borras acumuladas. Na UTDI, utilizaram-se borras das diferentes etapas do processo de tratamento das águas residuais. Neste trabalho, as borras são citadas com a identificação dos tanques ou locais que as originaram: borras do tanque de equalização da UTDI - TQ 63201; tanque de recebimento diário de borras da UTDI TQ-63209; tanque de equalização do separador de água e óleo (SAO) TQ- 63210; borra das piscinas do SAO, borra das canaletas do esgoto oleoso (CEO), Borra do TQ-4204 e dos depósitos de borras acumuladas B-2 e B-3.

3.3 ANÁLISES DOS RESÍDUOS

Para determinação do teor de metais pesados, os resíduos foram submetidos à digestão ácida (**UNION OIL PETROLEUM, 1991**). As leituras de metais pesados foram realizadas em aparelho de plasma ARL 3410+ICP do laboratório do Setor de Qualidade - SEQUAL, da REPAR.

3.4 TAXA DE APLICAÇÃO DOS RESÍDUOS NO SOLO DAS ÁREAS 3 E 4

O critério utilizado para a aplicação das borras oleosas no solo foi a quantidade de metal acumulada no solo, conforme a recomendação do EPA-USDA para solos de uso agrícola, norma 800/81 (**CARVALHO & ALMEIDA, 1995**), que estabelece parâmetros de acumulação de metais pesados no solo. Nesta norma, o EPA utiliza a capacidade de troca catiônica do solo (CTC) como critério para o acúmulo de metais pesados, conforme Tabela 3.

TABELA 3: "Acúmulo Máximo de Metais no Solo para Uso Agrícola(Kg/ha)"

METAL (kg/ha)	CAPACIDADE DE TROCA CATIÔNICA (CTC)		
	< 5	5 a 15	> 15
Chumbo	500	1000	2000
Zinco	250	500	1000
Cobre	125	250	500
Níquel	50	100	200
Cádmio	5	10	20

NOTA : NORMA DA EPA/USDA 800/81

No Brasil, não existe até o momento, uma regulamentação específica para o teor máximo de metais pesados no solo, mas projetos para tratamento de resíduos no solo necessitam de prévia autorização do órgão ambiental local, mesmo com a instalação no interior de um pátio industrial, onde não serão produzidas plantas para consumo humano ou animal.

Para a coleta das borras, transporte e distribuição nas áreas experimentais, foi utilizado um caminhão tipo tanque a vácuo com moto bomba

para sucção e descarga, com capacidade de carga de 6 m³. Na aplicação, utilizou-se um mangote com diâmetro de 2,5 polegadas, acoplado ao caminhão, e dois operadores para distribuição homogênea e uniforme do material no solo.

A área de biorremediação 3, será referida no trabalho como área 03, possui uma área de 2,3 ha e recebeu 8.576,6 m³ de borras oleosas, conforme tabelas 4 e 5. A área de biorremediação 4, será referida no trabalho como área 04, possui uma área de 4,2 ha e recebeu 14.605,7 m³ de borras oleosas, conforme tabelas 6 e 7. Após cada aplicação do resíduo, o solo foi arado sucessivas vezes para a incorporação do material e aeração do sistema. A área testemunha, sem contaminação é adjacente à área 4, e neste trabalho será referida como área 4T.

TABELA 4: "Quantidade de Resíduos Aplicados na Área 3"

Resíduo	Aplicação Equivalente (m ³ /ha)
TQ-63209	891,5
TQ-63201	240.2
TQ-4204	21.8
B-2	1387.4
B-3	1209.5
Piscinas do SAO	39.5
CEO	5.6

TABELA 5: "Acompanhamento de Metais Aplicados na Área 3"

Área/Metal	Limite máximo/área (Kg/ha)	Quantidade Aplicada (Kg/ha)	Saturação (%)
Pb	2000	127.1	6,3
Zn	1000	967.4	96,7
Cu	500	289.9	57,9
Ni	200	166.8	83,4
Cd	20	4.8	24,1

TABELA 6: "Quantidade de Resíduos Aplicados na Área 4"

Resíduo	Total Aplicado (m ³ /ha)
TQ-63210	249.7
TQ-63209	81.9
TQ-63201	991.8
TQ-4242	17.0
B-2	737.8
B-3	1416.0
Tambores	10.5

TABELA 7: "Acompanhamento de Metais Aplicados na Área 4"

Área/Metal	Limite máximo/área (Kg)	Quantidade Aplicada (Kg)	Saturação (%)
Pb	2000	354.7	17,7
Zn	1000	999.5	99,9
Cu	500	304.8	60,9
Ni	200	195.7	97,8
Cd	20	9.8	49,3

3.5 AMOSTRAGEM DO SOLO DAS ÁREAS 3 E 4

Os solos utilizados no presente estudo, são de áreas de empréstimo decorrentes do deslocamento de horizontes superficiais, para regiões de aterro na época da construção da refinaria através de operações de terraplanagem. As amostras do solo das áreas de biorremediação são provenientes dos sistemas de tratamento das áreas de biorremediação 03 e 04, e as amostras do solo testemunha, sem contaminação, da área 4T, sendo coletadas com trado tipo holandês na profundidade de 20 cm da camada reativa do solo.

Antes da atividade antrópica a região caracterizava-se pela existência de latossolo vermelho-amarelo e podzólico vermelho amarelo (**PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE ARAUCÁRIA, 1995**).

3.6 PREPARO DAS AMOSTRAS

O solo coletado foi separado e seco ao ar, homogeneizado e a seguir peneirado, utilizando-se duas peneiras, uma de malha 3,56 mm, e após, outra de malha 2mm, assegurando assim a uniformidade das partículas de solo, com tamanhos entre 2 e 3,56 mm.

3.7 PREPARO DA AREIA

Devido ao fato do solo ser argiloso, foi necessário acrescentar areia para melhorar as propriedades físicas, proporcionando melhor aeração e condição para a humidificação. Para remover resíduos de matéria orgânica vegetal que pudessem influenciar os resultados do ensaio, a areia foi lavada com ácido clorídrico à concentração de 10 % e a seguir em água corrente.

3.8 TRATAMENTOS

Os tratamentos constituíram das diferentes diluições feitas com solo das áreas de biorremediação contaminado com resíduos oleosos em solo da área testemunha sem contaminação de resíduo oleoso. As seguintes proporções de solo contaminado/ solo testemunha, compõem as curvas de doses : 0%; 25%; 50%; 75% e 100%. As diluições foram realizadas a partir da mistura entre a areia, o solo contaminado e o solo testemunha e feitas quatro repetições para cada tratamento, conforme Tabela 8.

TABELA 8-“Diluições entre Solo Contaminado e Solo Testemunha”

Tratamentos	Areia (g)	Solo Contaminado (g)	Solo Testemunha (g)	Concentração Tóxica (%)
A	250	250	0	100
B	250	190	60	76
C	250	125	125	50
D	250	60	190	24
E	250	0	250	0

3.9 ANÁLISES FÍSICAS DO SUBSTRATO DOS TRATAMENTOS

As análises físicas do substrato de cada tratamento, foram realizadas no laboratório de análises físicas do Departamento de Solos da UFPR a metodologia está de acordo com **EMBRAPA (1997)**.

3.10 ANÁLISES QUÍMICAS DO SUBSTRATO DOS TRATAMENTOS

As análises químicas dos substratos dos diferentes tratamentos foram realizadas no laboratório de análises químicas do Departamento de Solos da UFPR e a metodologia utilizada conforme **PAVAN et al. (1992)**. Nesta, o pH é determinado em solução de CaCl_2 0,01mol; a solução extratora para o Al^{3+} é KCl 1 N; para $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ utiliza-se tampão acetato de cálcio 1 N a pH 7; para $\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}$ usa-se KCl 1 N e determinação por titulação inversa; para P e K utiliza-se extrator Mehlich I (descrito em trabalho mimeografado segundo **THOMAS & PEASLEE, 1973**). Para a determinação do teor de carbono foi usado o método de **WALKLEY & BLACK (1934)**.

3.11 PREPARO DAS BANDEJAS

Os tratamentos foram acondicionados em bandejas plásticas de 17centímetros de comprimento por 13 centímetros de largura por 5 centímetros de profundidade, com furos para drenagem de água e com capacidade para 500 gramas de solo experimental.

3.12 CASA VEGETAÇÃO

Todos os ensaios foram realizados no interior da casa vegetação da REPAR. O local possui área de 35 metros quadrados, e é revestida com sombrite e lona plástica transparente.

3.13 SEMENTES

As sementes de *Avena strigosa* L., utilizadas nos ensaios de 1996 e 1997 foram as da marca Honjo S.A., com um potencial de germinação de 90%. As sementes utilizadas nos ensaios, realizados no ano de 2000 são da marca Ibicuí, produzidas por FGK Sementes Comércio e Importação e Exportação Ltda. Registro do Produtor, SAA/RS número 0139, CESM-RS. Credencial (SAA/RS) 477. Com atestado de garantia de semente fiscalizada, número 005/ano 2000, realizado pelo laboratório de análises de sementes da UNILAB.

3.13.1 Preparo das sementes:

As sementes passaram pelo tratamento de embebição em água deionizada, para acelerar o processo da quebra de dormência, sempre 24 horas antes de serem semeadas.

A taxa de germinação foi aferida através de testes onde as sementes foram embaladas em papel toalha e umedecidas, a contagem da germinação foi feita após 14 dias.

3.13.2 Semeadura:

Um gabarito padrão foi utilizado, proporcionando assim, uma padronização de todas os pontos de semeadura.

No experimento com a *Avena strigosa* L., foram semeadas uma semente em cada ponto, num total de quinze pontos de semeadura em cada bandeja, representando quinze sementes em cada tratamento, num total de noventa sementes em quatro repetições do mesmo tratamento. Após a semeadura das espécies vegetais no solo de cada tratamento, as bandejas foram envoltas em embalagens plásticas para evitar a perda de umidade, por um período de 7 dias.

3.14 DELINEAMENTO ESTATÍSTICO

Foi utilizado o delineamento estatístico nos experimentos das áreas 3 e 4 e área 4T. Foi utilizado o *software* STATISTICA versão 5.0 da Microsoft para as análises estatísticas dos ensaios experimentais.

3.15 DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS

As determinações de germinação, sobrevivência, avaliação das características morfológicas, crescimento, teor de metais pesados nas plantas, teor de metais pesados no solo, micronutrientes, macronutrientes e atividade microbiana do solo foram realizadas em todos os tratamentos.

3.16 GERMINAÇÃO

As anotações foram registradas em caderneta de campo, 14 dias após a semeadura, e os resultados, posteriormente, registrados em forma de tabela. Os resultados da quantidade total de sementes semeadas, que corresponde a soma das sementes nas repetições do mesmo tratamento, o total de sementes germinadas, que corresponde a soma das sementes germinadas nas repetições do mesmo tratamento, a germinação em relação ao total de sementes semeadas, que corresponde ao total de sementes que germinaram em relação ao total de sementes semeadas nas repetições do mesmo tratamento.

3.17 SOBREVIVÊNCIA DA *Avena strigosa* L. NOS SUBSTRATOS

Após a germinação as plantas que sobreviveram até o momento da coleta foram contadas, e os resultados aplicados em forma de tabela. Os resultados relativos as plântulas com 14 dias correspondem a somatória das plântulas germinadas das repetições de cada tratamento. As plantas sobreviventes corresponde a somatória das plantas sobreviventes das repetições de cada tratamento. A porcentagem de sobrevivência das plantas corresponde a proporção de plantas sobreviventes em relação as sementes germinadas das repetições de cada tratamento.

3.18 COLETA DAS PLANTAS

As bandejas-teste foram submersas em um recipiente com água, e levemente agitadas, afim de retirar todo o material de seu interior. Após o material submerso foi levemente agitado para que as raízes se desagregassem do solo, assegurando desta maneira, a coleta de todo material vegetal. As amostras foram separadas e acondicionadas com identificação através de etiquetas para posteriores análises.

3.19 CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO DA FITOTOXICIDADE ATRAVÉS DAS CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS

A partir da descrição das características morfológicas, as plântulas foram avaliadas, em separado, para os parâmetros de desenvolvimento vegetal, coloração e morfologia foliar, deformações e inibições de desenvolvimento radicular. Os parâmetros de avaliação de fitotoxicidade receberam notas de zero a 100, e os valores nos diferentes tratamentos, foram representados em forma de tabelas, possibilitando desta forma resultados pela média das notas aplicadas a cada planta, conforme metodologia desenvolvida pelo autor. Quanto menor a nota obtida, maior é o efeito do resíduo no solo sobre a planta.

As tabelas demonstram os resultados da nota média em relação as sementes semeadas que representam a nota média das repetições do mesmo tratamento em relação ao número de sementes semeadas a nota média em relação as plantas sobreviventes obtida pela nota média das repetições do mesmo tratamento em relação ao número de plantas sobreviventes.

3.20 PRODUÇÃO DE MASSA VEGETAL EM PESO SECO DAS PLANTAS DE AVEIA

A avaliação do crescimento nos experimentos 1 e 2 do ano de 1996 e experimentos 1 e 2 do ano de 2000 com o solo da área de biorremediação 4 diluído com o solo da área testemunha 4T, foi determinada pela diferença de massa vegetal, em peso seco, das plantas de aveia.

As amostras vegetais coletadas foram lavadas em água deionizada para retirada das impurezas. A seguir separou-se a parte aérea da parte radicular, por meio de uma tesoura em aço inóx, sendo ambas partes individualizadas e armazenadas em pacotes feitos de papel-filtro etiquetados. A seguir as amostras foram colocadas em estufa, com temperatura constante de 65 graus celsius, por um período de 7 dias. Após o período de secagem o material foi pesado em uma balança digital, com quatro casas decimais, até atingir peso constante. Após pesado o material vegetal foi novamente armazenado e estocado em dissecador, para posterior análise de metais pesados.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 COMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS UTILIZADOS

A composição das borras é bastante variável, visto que são diversas fontes que as originam e fatores como diversos tipos de petróleo refinados. Basicamente, constitui-se de água, areia, graxas, óleos, compostos orgânicos e minerais, compostos químicos e metais pesados como Zn, Cr, Vn, Pb, Fe e outros em pequenas quantidades (Casarini, 1987, citado por MIELNICZUK, 1991).

Os resultados das análises realizadas nos resíduos aplicados nas área 3 e 4 estão na Tabela 9.

TABELA 9: “Composição dos Resíduos Utilizados”

ORIGEM RESÍDUO	COMPOSIÇÃO (%)				CONCENTRAÇÃO DE METAIS (mg/l)								
	água	óleos e graxas	Asfaltenos	sedimentos	Pb	Zn	Cu	Ar	Cr	Fe	Ni	Cd	Hg
TQ-63209	89,40	1,10	0,24	9,26	11,9	131,5	11,6	8,4	31,6	2291,0	20,5	0,9	0,8
TQ-63201	81,80	12,45	0,58	5,17	109,0	246,0	43,0	219,0	484,0	4814,0	174,0	8,0	16,0
CEO	55,31	27,78	0,45	ND	24,8	350,3	64,0	6,7	35,6	ND	13,5	1,1	ND
Piscinas SAO	72,70	2,20	ND	ND	191,0	674,0	96,0	146,0	659,0	ND	345,0	5,0	ND
Tambores	ND	ND	ND	ND	200,0	128,0	63,0	ND	ND	ND	290,0	9,0	ND
TQ-4204	ND	ND	ND	ND	100,5	151,6	128,0	ND	ND	ND	80,4	0	ND
B2	66,70	9,10	0,40	23,80	59,0	644,8	157,9	161,6	429,5	ND	73,1	3,6	4,7
B3	73,20	6,00	0,40	23,80	40,7	313,3	37,0	75,0	667,0	5862,1	44,3	0,8	2,5
TQ-63210	11,21	25,05	ND	ND	9,0	48,0	29,0	12,0	58,0	2976,0	13,0	1,0	1,0

NOTA: OS TEORES NÃO DETERMINADOS ESTÃO REPRESENTADOS POR ND

4.2 ANÁLISES QUÍMICAS E FÍSICAS DOS SUBSTRATOS

4.2.1 Área 3

As caracterizações químicas e físicas do substrato dos diferentes tratamentos estão respectivamente nas Tabelas 10 e 11.

Os valores de pH em CaCl_2 (Tabela 10) mostram que o pH do substrato decresce a medida que a concentração de solo da área 3 aumenta, sendo

coerente com o caráter de reação ácida da biodegradação de resíduos que foram aplicados no solo da área de biorremediação 3.

Os teores de Al^{+3} , $\text{Ca}^{+2}+\text{Mg}^{+2}$, Ca^{+2} , Mg^{+2} , $\text{H}+\text{Al}$, P, N e C (Tabela 10) aumentaram a medida que aumentou-se a concentração do solo da área 3 no substrato. Estes aumentos podem ser explicados pelas quantidades de nutrientes presentes nos resíduos aplicados no solo da área de biorremediação 3.

TABELA 10: “Caracterização Química dos Substratos com Solos das Áreas 3 e 4T”

Tratamento	pH	Al^{+3}	$\text{Ca}^{+2}+\text{Mg}^{+2}$	Ca^{+2}	Mg^{+2}	H+Al	K^{+}	P	N	C
	(CaCl ₂)									
(% de solo contaminado)		(e.mg/100 cm ³)						(mg/dm ³)	(mg/L)	(g/dm ³)
100	4,55	0,6	14,1	7,9	6,2	4,60	0,12	12,5	0,97	10,55
75	6,25	0	17,1	12,3	4,8	1,85	0,25	7,5	0,76	3,9
50	6,35	0	18,15	12,4	5,8	1,85	0,24	11	0,49	4,4
25	6,35	0	14,15	9,4	4,5	2,20	0,16	11	0,49	4,4
0	6,60	0	12,90	11,35	1,55	1,40	0,26	4	0,39	1,07

A Tabela 11 apresenta a composição granulométrica dos diferentes substratos, sendo possível observar que a fração areia predomina, tal fato, se deve a adição de 50 % (v/v) de areia lavada para diminuir os efeitos da compactação do substrato nas bandejas (ver secção 3.4 de materiais e métodos).

TABELA 11: “Caracterização Física dos Substratos com Solos da Área 3 e Área 4T”

Tratamento (% de solo contaminado)	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)
100	57	17	26
75	66	12	22
50	62	15	23
25	67	14	19
0	71,5	12	16,5

4.2.2 Área 4

As caracterizações químicas e físicas do substrato das diferentes diluições entre a área testemunha 4T (sem contaminação) e da área 4 (contaminada) estão apresentadas, respectivamente, nas Tabelas 12 e 13.

Assim como ocorreu nas diluições dos substratos com solo da área de biorremediação 3, os valores de pH em CaCl_2 (Tabela 12) mostram que o pH do substrato decresce a medida que a concentração de solo da área de biorremediação 4 aumenta, sendo coerente com o caráter de reação ácida da biodegradação de resíduos que foram aplicados no solo da área de biorremediação 4.

Os teores de Ca^{+2} , Mg^{+2} , H+Al , P, N e C (Tabela 12) aumentaram a medida que aumentou-se a concentração do solo contaminado da área 4 no substrato. Estes aumentos podem ser explicados pelas quantidades de nutrientes presentes nos resíduos aplicados no solo da área de biorremediação 4. O mesmo efeito, quanto ao nível de nutrientes, foi verificado nos substratos com solo da área 3.

TABELA 12: “Caracterização Química dos Substratos com Solos da Área 4 e Área 4T”

Tratamento	pH	Al ⁺³	Ca ⁺² +Mg ⁺²	Ca ⁺²	Mg ⁺²	H+Al	K ⁺	P	N	C
(% de solo contaminado)			(e.mg/100 cm ³)					(ppm)	(mg/L)	(%)
100	5,25	0	7,95	4,55	3,40	4,15	0,12	19,5	0,82	11,3
75	5,65	0	11,20	7,65	3,55	2,60	0,16	22,0	0,74	8,35
50	6,20	0	13,65	9,30	4,35	1,95	0,21	19,5	0,69	6,60
25	6,65	0	14,30	10,50	3,80	1,60	0,26	12,5	0,42	4,10
0	6,75	0	12,90	9,55	3,35	1,40	0,25	3,5	0,45	0,95

Assim como ocorreu nos substratos com solo da área 3, a composição granulométrica dos diferentes substratos, utilizando solo da área 4, é predominada pela fração de areia (tabela 13), devido a adição de 50 % (v/v) de areia lavada para diminuir os efeitos da compactação do substrato nas bandejas (secção 3.4).

TABELA 13: “Caracterização Física dos Tratamentos com Solos da Área 4 e Área 4T”

Tratamento (% de solo contaminado)	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)
100	70	18	12
75	68	20	12
50	66	25	9
25	64	27	9
0	80	7	13

EXPERIMENTOS UTILIZANDO A *Avena strigosa* L. COMO BIOINDICADORA DE BIORREMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS

4.3 TESTE DE GERMINAÇÃO DA *Avena strigosa* L.

Os resultados de germinação da *Avena strigosa* L. nos diferentes tratamentos, estão representados nas Tabelas 14 a 19.

4.3.1 Germinação da *Avena strigosa* L. com solo da área 4 em 1996

Ocorreu maior germinação de sementes no substrato sem contaminação, e uma queda da germinação nas demais diluições de solo contaminado em relação ao tratamento ausente de contaminação, que pode ser explicado pela toxicidade proporcional as diferentes diluições de solo contaminado com o solo testemunha, (Tabelas 14 e 15).

TABELA 14: “Germinação do Experimento 1 de 1996, com Solo da Área 4”

Tratamento (% de Solo Contaminado)	Sementes Semeadas (nº)	Sementes Germinadas (nº de Plântulas)	Germinação Relativa (%)
0	60	37	61,66
25	45	15	33,33
50	60	25	41,66
75	60	18	30,00
100	45	20	44,44

TABELA 15: “Germinação do Experimento 2 de 1996, com Solo da Área 4”

Tratamento (% de Solo Contaminado)	Sementes Semeadas (nº)	Sementes Germinadas (nº de Plântulas)	Germinação Relativa (%)
0	60	51	85,0
25	60	25	41,66
50	60	19	31,66
75	60	20	33,33
100	60	23	38,33

4.3.2 Germinação da *Avena strigosa* L. com solo da área 4 em 2000

No experimento 1, ocorreu maior germinação de sementes no substrato com a presença de resíduo no solo, e uma pequena queda da germinação nas demais diluições de solo contaminado em relação ao tratamento ausente de resíduos (Tabela 16).

TABELA 16: “Germinação do Experimento 1 de 2000, com Solo da Área 4”

Tratamento (% de Solo Contaminado)	Sementes Semeadas (nº)	Sementes Germinadas (nº de Plântulas)	Germinação Relativa (%)
0	60	34	56,66
25	60	33	55,0
50	60	40	66,66
75	60	32	53,33
100	60	41	68,33

No experimento 2, ocorreu maior germinação de sementes nos substratos sem solo contaminado e 50 % (v/v) de solo da área 4. A menor taxa de germinação ocorreu no tratamento com o substrato mais contaminado, que pode ser explicado, pela toxicidade proporcional entre as diferentes diluições de solo contaminado com o solo testemunha (Tabela 17).

TABELA 17: “Germinação do Experimento 02 de 2000 com Solo da Área 4”

Tratamento (% de Solo Contaminado)	Sementes Semeadas (nº)	Sementes Germinadas (nº de Plântulas)	Germinação Relativa (%)
0	45	45	100
25	60	37	61,66
50	45	41	91,11
75	30	22	73,33
100	60	24	40,0

4.3.3 Germinação da *Avena strigosa* L. com solo da área 3 em 1997

Ocorreu menor germinação de sementes no tratamento com 100 % de solo da área 3 no substrato, e o aumento da germinação nas demais diluições de solo contaminado em relação ao tratamento sem contaminação (Tabela 18).

TABELA 18: “Germinação do Experimento de 1997, com Solo da Área 3”

Tratamento (% de Solo Contaminado)	Sementes Semeadas (nº)	Sementes Germinadas (nº de Plântulas)	Germinação Relativa (%)
0	60	50	83,33
25	60	58	96,66
50	60	59	98,33
75	60	54	90,0
100	60	37	61,66

4.3.4 Germinação da *Avena strigosa* L. com solo da área 3 em 2000

Com exceção do tratamento com 25 % de solo contaminado no substrato, a germinação das sementes nos demais tratamentos manteve-se alta (Tabela 19).

TABELA 19: “Germinação do Experimento de 2000, com Solo da Área 3”

Tratamento (% de Solo Contaminado)	Sementes Semeadas (nº)	Sementes Germinadas (nº de Plântulas)	Germinação Relativa (%)
0	45	45	100
25	60	53	88,33
50	60	57	95,0
75	60	58	96,66
100	60	57	95,0

4.3.5 Comparação da germinação entre as áreas 3 e 4

Comparando-se os valores obtidos nos testes de germinação, entre 1996 e 2000, com os substratos da área 4, observa-se que houve o aumento da germinação das sementes de *Avena strigosa* L. em todos os substratos no ano de 2000, ver Figura 1. Este aumento pode ser explicado devido a biodegradação dos resíduos oleosos aplicados na área de biorremediação e a consequente diminuição na concentração dos compostos orgânicos tóxicos. Convém ressaltar, que a germinação nos substratos sem contaminação é maior que nos demais substratos contaminados, o que indica, que a área 4 não está totalmente biorremediada, e que os valores deverão se igualar a medida que o resíduo oleoso for degradado.

A comparação, entre 1997 e 2000, utilizando os substratos da área 3, demonstra um aumento da germinação da *Avena strigosa* L. no ano de 2000, ver Figura 2. A germinação foi maior nos substratos sem contaminação e menor nos substratos contaminados, constatando, que a citada área 3 não

está totalmente biorremediada, e que os valores deverão se igualar a medida que o resíduo oleoso for degradado.

Figura 1: Germinação nos Substratos com Solo da área 4

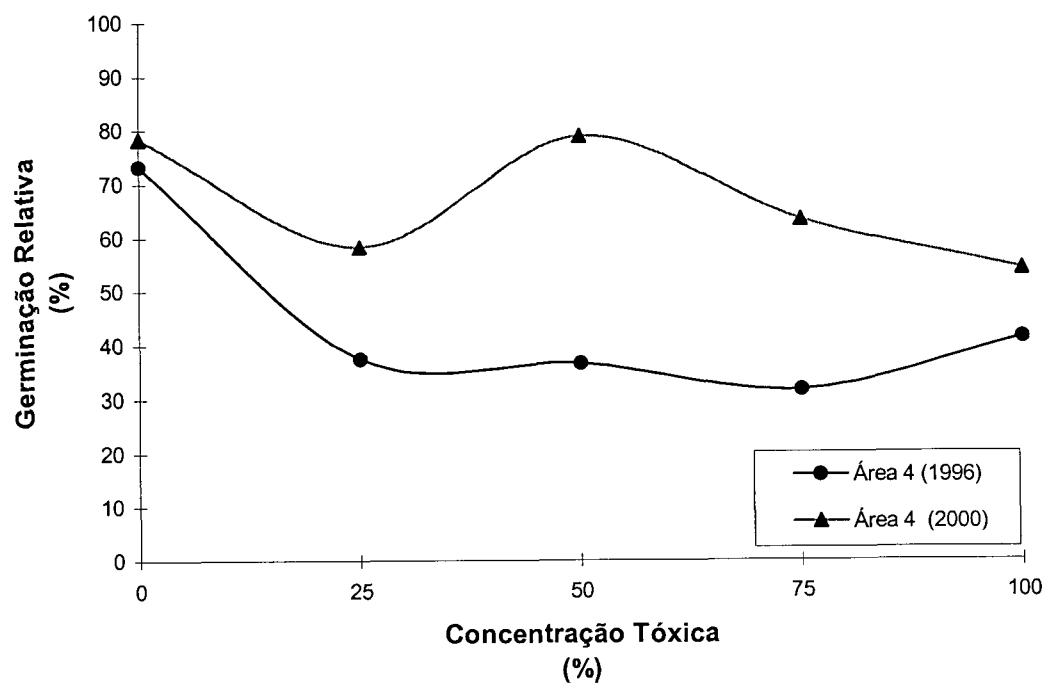
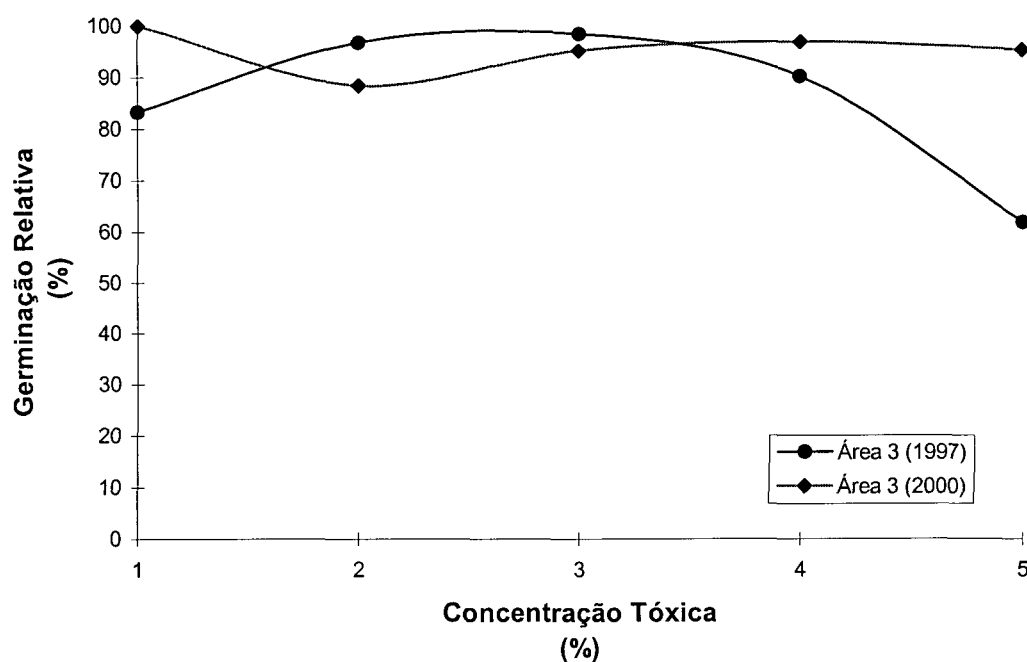


Figura 2: Germinação nos Substratos com Solo da Área 3



4.4 SOBREVIVÊNCIA DA *Avena strigosa* L.

Os resultados de sobrevivência da *Avena strigosa* L. nos diferentes tratamentos, estão representados nas Tabelas 20 a 25.

4.4.1 Sobrevivência da *Avena strigosa* L. com solo da área 4 em 1996

No experimento 1, ocorreu maior sobrevivência de plantas no substrato sem contaminação, e uma queda nas demais diluições de solo contaminado em relação ao tratamento ausente de contaminação, que pode ser explicado pela toxicidade proporcional as diferentes diluições de solo contaminado com o solo testemunha (Tabelas 20 e 21).

TABELA 20: "Sobrevivência no Experimento 1 com Solo da Área 4 em 1996"

Tratamento (% de solo contaminado)	Plantas com 14 dias (nº de plantas)	Plantas Sobreviventes (nº de plantas)	Sobrevivência (%)
0	37	33	89,18
25	15	10	66,66
50	25	22	88,00
75	18	9	50,00
100	20	13	65,00

No experimento 2, ocorreu maior sobrevivência de plantas no substrato com 50 % de contaminação. O substrato sem contaminação apresentou 84,31 % de sobrevivência e o substrato 100 % contaminado apresentou a menor sobrevivência, com 39,14 %, que pode ser explicado pela toxicidade proporcional entre as diluições de substrato com solo contaminado e o solo sem contaminação.

TABELA 21: "Sobrevivência no Experimento 2 com Solo da Área 4 em 1996"

Tratamento (% de solo contaminado)	Plantas com 14 dias (nº de plantas)	Plantas Sobreviventes (nº de plantas)	Sobrevivência (%)
0	51	43	84,31
25	25	20	80,00
50	19	18	94,73
75	20	15	75,00
100	23	9	39,13

4.4.2 Sobrevivência da *Avena strigosa* L. com solo da área 4 em 2000

Ocorreu 100 % de sobrevivência das plantas de *Avena strigosa* L. em todos os substratos nos experimentos 1 e 2, de 2000 (Tabela 22 e 23).

TABELA 22: "Sobrevivência no Experimento 1 com Solo da Área 4 em 2000"

Tratamento (% de solo contaminado)	Plantas com 14 dias (nº de plantas)	Plantas Sobreviventes (nº de plantas)	Sobrevivência (%)
0	34	34	100,0
25	33	33	100,0
50	40	40	100,0
75	32	32	100,0
100	41	41	100,0

TABELA 23: "Sobrevivência no Experimento 2 com Solo da Área 4 em 2000"

Tratamento (% de solo contaminado)	Plantas com 14 dias (nº de plantas)	Plantas Sobreviventes (nº de plantas)	Sobrevivência (%)
0	45	45	100,0
25	37	37	100,0
50	41	41	100,0
75	22	22	100,0
100	24	24	100,0

4.4.3 Sobrevivência da *Avena strigosa* L. com solo da área 3 em 1997

Ocorreu 100 % de sobrevivência das plantas de *Avena strigosa* L. em todos os substratos no experimento de 1997 (Tabela 24).

TABELA 24: "Sobrevivência no Experimento com Solo da Área 3 em 1997"

Tratamento (% de solo contaminado)	Plantas com 14 dias (nº de plantas)	Plantas Sobreviventes (nº de plantas)	Sobrevivência (%)
0	50	50	100,0
25	58	58	100,0
50	59	59	100,0
75	54	54	100,0
100	37	37	100,0

4.4.4 Sobrevivência da *Avena strigosa* L. com solo da área 3 em 2000

Ocorreu 100 % de sobrevivência das plantas de *Avena strigosa* L. em todos os substratos no experimento de 2000 (Tabela 25).

TABELA 25: "Sobrevivência no Experimento com Solo da Área 3 em 2000"

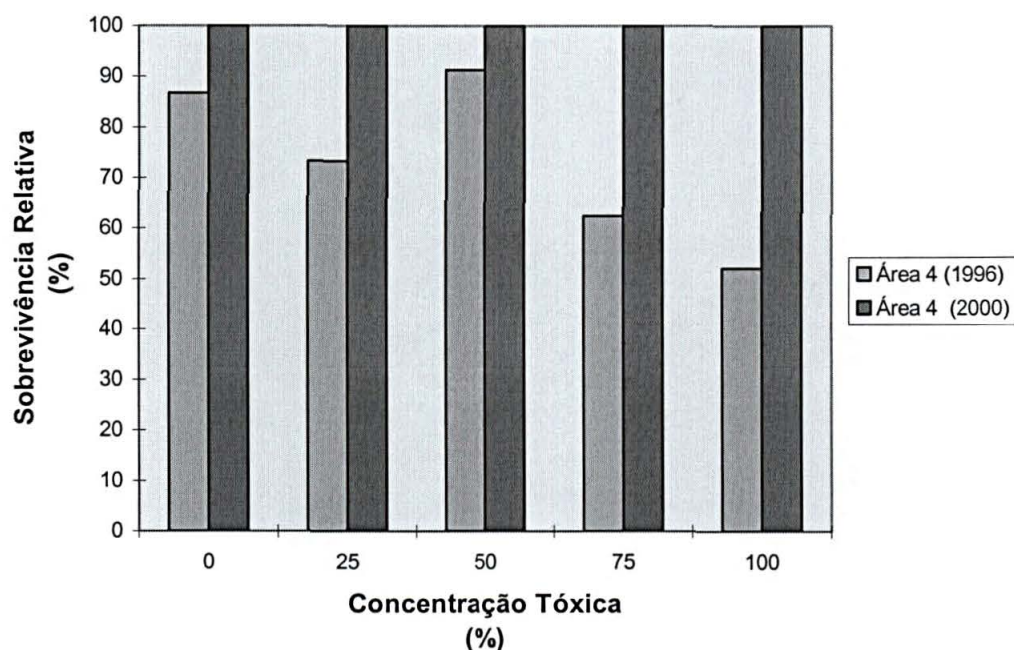
Tratamento (% de solo contaminado)	Plantas com 14 dias (nº de plantas)	Plantas Sobreviventes (nº de plantas)	Sobrevivência (%)
0 %	45	45	100,0
25 %	53	53	100,0
50 %	57	57	100,0
75 %	58	58	100,0
100 %	57	57	100,0

4.4.5 Comparação da sobrevivência entre as áreas 3 e 4

A comparação dos valores obtidos nos testes de sobrevivência, entre 1996 e 2000, com os substratos da área 4, indicam que houve aumento da sobrevivência da *Avena strigosa* L. em todos os substratos no ano de 2000 (Figura 3). Este aumento pode ser explicado devido a biodegradação dos resíduos oleosos aplicados na área de biorremediação e a consequente diminuição na concentração dos compostos orgânicos tóxicos.

A comparação, entre os anos de 1997 e 2000, utilizando os substratos da área 3, demonstra que houve 100 % de sobrevivência da *Avena strigosa* L. em ambos os experimentos. Esta sobrevivência pode ser explicada devido a biodegradação dos resíduos oleosos aplicados na área de biorremediação e a consequente diminuição na concentração dos compostos orgânicos tóxicos.

Figura 3: Sobrevivência das Plantas nos Substratos com Solo da Area 4



4.5 PRODUÇÃO DE MASSA VEGETAL DA *Avena strigosa* L.

4.5.1 Experimentos realizados em 1996 com solo da área 4

Os valores da produção de massa vegetal, expresso em peso seco, da raiz e da parte aérea, caule e folhas, da *Avena strigosa* L. nos experimentos 1 e 2, realizado em 1996, utilizando o solo da área 4, estão respectivamente nas Tabelas 26 e 27.

O peso seco no tratamento com 100 % de substrato contaminado foi menor em relação as demais diluições dos outros substratos. O maior valor de biomassa vegetal foi encontrado no tratamento sem a presença de resíduo no substrato.

TABELA 26: "Massa Vegetal no Experimento 1 com Solo da Área 4 em 1996"

Tratamento (% de solo contaminado)	Biomassa Radicular (mg/planta)	Biomassa da Parte Aérea (mg/planta)	Biomassa Total (mg/planta)
0	9,2	9,5	18,7
25	4,0	8,5	12,5
50	4,3	8,7	13,0
75	4,0	6,9	10,9
100	2,5	6,8	9,3

TABELA 27: "Massa Vegetal no Experimento 2 com Solo da Área 4 em 1996"

Tratamento (% de solo contaminado)	Biomassa Radicular (mg/planta)	Biomassa da Parte Aérea (mg/planta)	Biomassa Total (mg/planta)
0	9,2	9,7	18,9
25	5,7	8,9	14,6
50	4,4	8,7	13,1
75	2,5	7,7	10,2
100	1,8	4,5	6,3

4.5.2 Experimentos realizados em 2000 com solo da área 4

Os valores da produção de massa vegetal, expresso em peso seco, da raiz e da parte aérea, caule e folhas, da *Avena strigosa* L. nos experimentos 1 e 2, realizado em 2000, utilizando o solo da área 4, estão respectivamente nas Tabelas 28 e 29.

Os valores dos pesos secos, nos tratamentos com 100 % de substrato contaminado, foram menores em relação as demais diluições dos outros tratamentos. Os valores de massa vegetal da parte aérea não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos com 75 %, 50 % e 25 % de concentração de solo contaminado.

Observou-se através dos valores de peso seco das raízes e das partes aéreas das plantas de aveia preta nos experimentos 1 e 2, realizados em 2000, com o solo da área 04, o aumento de massa vegetal a medida que decresce a quantidade de solo contaminado com resíduo no substrato.

TABELA 28: "Massa Vegetal do Experimento 1 com Solo da Área 04 em 2000"

Tratamento (% de solo contaminado)	Biomassa Radicular (mg/planta)	Biomassa da Parte Aérea (mg/planta)	Biomassa Total (mg/planta)
0	4,8	7,9	12,7
25	3,4	6,0	9,4
50	3,8	7,4	11,2
75	4,8	6,2	11,0
100	3,9	5,9	9,8

TABELA 29: "Massa Vegetal do Experimento 2 com Solo da Área 04 em 2000"

Tratamento (% de solo contaminado)	Biomassa Radicular (mg/planta)	Biomassa da Parte Aérea (mg/planta)	Biomassa Total (mg/planta)
0	5,1	5,3	10,4
25	4,0	5,2	9,2
50	4,5	5,8	10,3
75	4,6	5,5	10,1
100	3,8	4,1	7,9

4.5.3 Experimento realizado em 1997 com solo da área 3

Os valores da produção de massa vegetal, expresso em peso seco, da raiz e da parte aérea, caule e folhas, da *Avena strigosa* L. no experimento realizado em 1997, utilizando o solo da área 3, estão na Tabela 30.

O valor do peso seco radicular no tratamento com 100 % de substrato contaminado da área 3, foi menor em relação as diluições dos demais tratamentos. Enquanto o maior valor de peso seco radicular foi observado no tratamento sem a presença de contaminação.

O valor de peso seco da parte aérea das plantas, foi maior no substrato sem contaminação, a medida que aumenta a quantidade de solo contaminado no substrato o valor do peso seco decresce.

TABELA 30: "Massa Vegetal do Experimento com Solo da Área 3 no Ano de 1997"

Tratamento (% de solo contaminado)	Biomassa Radicular (mg/planta)	Biomassa da Parte Aérea (mg/planta)	Biomassa Total (mg/planta)
0	10,2	7,7	17,9
25	7,4	6,6	14,0
50	6,7	6,0	12,7
75	5,3	6,4	11,7
100	6,3	6,4	12,7

4.5.4 Experimento realizado no Ano de 2000 com solo da área 3

Os valores da produção de massa vegetal em peso seco, da raiz e da parte aérea, caule e folhas, da *Avena strigosa* L. no experimento realizado em 2000, utilizando o solo da área 3 estão na Tabela 31.

Os menores valores radiculares foram encontrados nos pesos dos tratamentos com 0% e 100 % de solo da área 3 diluído no substrato. No tratamento sem contaminação (0%), houve perda de material radicular no momento da coleta dos vegetais.

A parte aérea da *Avena strigosa* L. apresentou melhor desenvolvimento no tratamento sem contaminação.

Os valores de biomassa vegetal total não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos com 75 %, 50 % 25 % e 0% de solo contaminado diluído em solo sem contaminação.

Observou-se através dos valores de peso seco das raízes e das partes aéreas das plantas de aveia preta nos experimentos 1 e 2, realizados em 2000, com o solo da área 03, o aumento de massa vegetal a medida que decresce a quantidade de solo contaminado com resíduo na diluição.

TABELA 31: "Massa Vegetal do Experimento com Solo da Área 3 no ano de 2000"

Tratamento (% de solo contaminado)	Biomassa Radicular (mg/planta)	Biomassa da Parte Aérea (mg/planta)	Biomassa Total (mg/planta)
0	4,1	7,4	11,5
25	4,8	6,4	11,2
50	4,9	6,4	11,3
75	5,0	6,5	11,5
100	4,4	6,3	10,7

4.5.5 Comparação da massa vegetal entre os experimentos das áreas 3 e 4

Houve variação de massa vegetal em relação ao teor de contaminação utilizando solo da área 3 em 1997 e 2000 e da área 4 em 1996 e 2000. Porém o peso seco da *Avena strigosa* L., entre os substratos 100% contaminado e o sem contaminação obtiveram menor diferença entre si, nos experimentos realizados em 2000 (Figuras 4 e 5).

A variação de biomassa em relação ao teor de toxicidade do substrato também foi encontrada em trabalhos desenvolvidos em áreas de biorremediação contaminadas com resíduos oleosos, utilizando vegetais como: a aveia-preta (*Avena strigosa* L.), por **NASCIMENTO NETO, D e CARVALHO F. J. P. C. (1996)**, em espécies florestais por **PAULINO, L. et al. (1998)**, o agrião-da-terra (*Barbarea verna* (Mill.) Aschers.), por **NASCIMENTO NETO, D. et al., (2000)**, o azevem (*Lolium perenne* L.), por **GONÇALVES, C. M. et al., (2000)** e a ervilhaca (*Vicia sativa* L.) por **KRENCZYNSKI, M. C. et al., (2000)**.

Observa-se que os valores do peso seco das raízes sofreram maior variação entre os tratamentos com solo contaminado e o solo sem contaminação, devido ao contato direto do sistema radicular com o substrato contaminado. Estas manifestações morfológicas, causadas por elementos

presentes no solo, já foram verificadas em outras espécies vegetais por **MALAVOLTA, E. (1994)**, **DEKCOK (1956)**.

Em experimentos comparando a massa vegetal entre uma área de biorremediação de solo contaminado com resíduo oleoso e uma área com solo sem contaminação, realizados por **SOUSA. S. L. (1997)**, utilizando ipê-amarelo (*Tabebuia chrysotricha*), casuarina (*Casuarina equisetifolia*) e aroeira (*Schinus therebinthifolius*), foi observado, em comparação com as mesmas espécies cultivadas em solo sem contaminação, um menor valor de peso seco nos sistemas radiculares, caulinares e foliares nas plantas cultivadas em área contaminada.

Figura 4: Comparação da Biomassa entre os Experimentos na Área 3

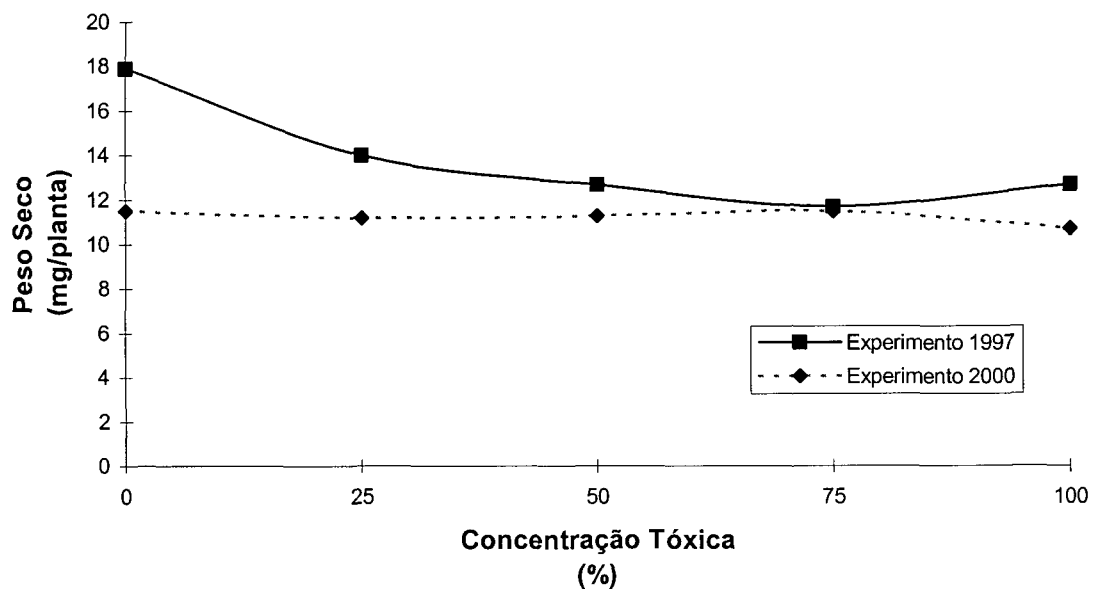
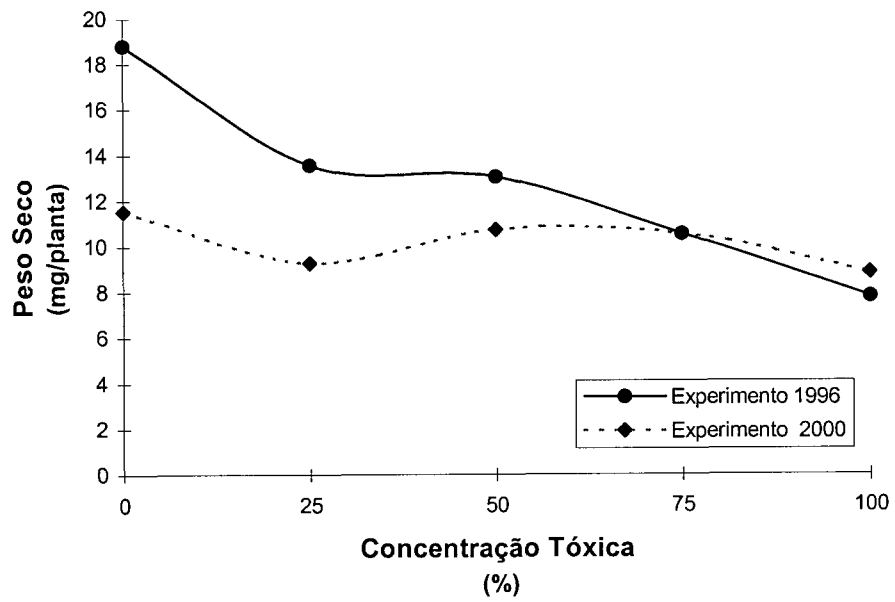


Figura 5: Comparação da Biomassa entre os Experimentos na Área 4



4.6 FITOXICIDADE

Os parâmetros de avaliação de fitotoxicidade receberam notas de zero a 100 conforme as características morfológicas apresentadas na Tabela 32.

TABELA 32: “Notas Referentes a Fitotoxicidade da *Avena strigosa* L.”

NOTAS	DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA
100	Planta normal, com ótimo desenvolvimento foliar e radicular; primeira e segunda folhas abertas e desenvolvidas, com coloração verde; sistema radicular com raízes primárias e secundárias bem desenvolvidas e o comprimento maior que a parte aérea.
90	Planta normal, com ótimo desenvolvimento foliar e bom desenvolvimento radicular; primeira e segunda folhas abertas e desenvolvidas, com coloração verde; sistema radicular com raízes primárias e secundárias bem desenvolvidas e o comprimento igual ao da parte aérea.
80	Planta normal, com bom desenvolvimento foliar e radicular; primeira folha aberta e desenvolvida, segunda folha pouco desenvolvida e aberta, ambas com coloração verde; sistema radicular com raízes primárias e secundárias desenvolvidas.
70	Planta normal, com bom desenvolvimento foliar e radicular; primeira folha aberta e desenvolvida com coloração verde, segunda folha pouco desenvolvida e fechada, com coloração verde; sistema radicular com raízes primárias e secundárias desenvolvidas.
60	Planta normal, com bom desenvolvimento foliar e radicular; primeira folha aberta e desenvolvida com coloração verde na base e amarela na ponta, segunda folha pouco desenvolvida e fechada, com coloração verde; sistema radicular com raízes primárias e secundárias desenvolvidas.
50	Planta anormal, com pouco desenvolvimento foliar e radicular; primeira folha aberta e com coloração verde na base e amarela na ponta, segunda folha fechada, com coloração verde; sistema radicular com raiz primária pouco desenvolvida e uma ou duas secundárias desenvolvidas.
40	Planta anormal, com pouco desenvolvimento foliar e radicular; primeira folha aberta e com coloração verde na base e amarela na ponta, segunda folha fechada, com coloração amarela; pode haver sintomas fracos de clorose, sistema radicular com raiz primária pouco desenvolvida e uma ou duas secundárias em desenvolvimento.
30	Planta anormal, com péssimo desenvolvimento foliar e radicular; apenas uma folha fechada e com coloração verde; podem aparecer sintomas de clorose, sistema radicular com raízes curtas e engrossadas, com formação de calos e raízes secundárias diminutas.
20	Planta anormal, com péssimo desenvolvimento foliar e radicular; apenas uma folha fechada e com coloração amarela; sintomas de clorose, sistema radicular com raízes curtas e engrossadas, com formação de calos e raízes secundárias diminutas.
10	Planta anormal, com plúmula fraca; sinais de clorose, sistema radicular com raízes curtas e engrossadas, com formação de calos.
ZERO	Sementes que não germinaram

4.6.1 Fitotoxicidade com solo da área 4 em 1996

Foi observado maior efeito de toxicidade nos tratamentos com 100% de solo da área de biorremediação 4 no substrato, e uma queda gradativa da fitotoxicidade, nas demais diluições de solo contaminado em relação ao substrato sem contaminação, que pode ser explicado pela toxicidade proporcional as diferentes diluições de solo contaminado com o solo testemunha (Tabelas 33 e 34).

TABELA 33: “Fitotoxicidade no Experimento 1 com Solo da Área 04 em 1996”

Tratamento (% de solo contaminado)	Avaliação em Relação as Sementes Semeadas (nota)	Avaliação em Relação as Plantas Sobreviventes (nota)
0	47,33	86,06
25	9,66	72,50
50	19,33	52,72
75	8,00	36,92
100	5,77	20,00

TABELA 34: “Fitotoxicidade no Experimento 2 com Solo da Área 04 em 1996”

Tratamento (% de solo contaminado)	Avaliação em Relação as Sementes Semeadas (nota)	Avaliação em Relação as Plantas Sobreviventes (nota)
0	58	80,93
25	23	69,00
50	18	60,00
75	9,33	31,11
100	3,33	22,22

4.6.2 Fitotoxicidade com solo da área 4 em 2000

Foi observado maior efeito de toxicidade nos tratamentos com 100% de solo da área de biorremediação 4 no substrato, e uma queda gradativa da fitotoxicidade nas demais diluições de solo contaminado em relação ao substrato ausente de resíduo, que pode ser explicado pela toxicidade proporcional as diferentes diluições de solo contaminado com o solo testemunha (Tabelas 35 e 36).

TABELA 35: "Fitotoxicidade no Experimento 1 com Solo da Área 04 em 2000"

Tratamento (% de solo contaminado)	Avaliação em Relação as Sementes Semeadas (nota)	Avaliação em Relação as Plantas Sobreviventes (nota)
0	51,2	88,2
25	37,7	67,2
50	46,5	65,9
75	34,5	64,5
100	44,7	65,7

TABELA 36: "Fitotoxicidade no Experimento 2 com Solo da Área 04 em 2000"

Tratamento (% de solo contaminado)	Avaliação em Relação as Sementes Semeadas (nota)	Avaliação em Relação as Plantas Sobreviventes (nota)
0	97,6	98,9
25	46,8	74,7
50	68,0	55,9
75	51,6	67,7
100	23,3	51,5

4.6.3 Fitotoxicidade com solo da área 3 em 1997

Foi observado maior efeito de toxicidade no tratamento com 100% de solo da área de biorremediação 3 no substrato, e uma queda gradativa da fitotoxicidade nas demais diluições de solo contaminado em relação ao substrato sem contaminação, que pode ser explicado pela toxicidade proporcional as diferentes diluições de solo contaminado com o solo testemunha (Tabela 37).

TABELA 37: "Fitotoxicidade no Experimento com Solo da Área 03 em 1997"

Tratamento (% de solo contaminado)	Avaliação em Relação as Sementes Semeadas (nota)	Avaliação em Relação as Plantas Sobreviventes (nota)
0	74,6	89,5
25	77,0	79,8
50	67,6	68,7
75	58,1	64,7
100	41,0	65,3

4.6.4 Fitotoxicidade com solo da área 3 em 2000

Foi observado maior efeito de toxicidade no tratamento com 100% de solo da área de biorremediação 3 no substrato, e uma queda gradativa da fitotoxicidade nas demais diluições de solo contaminado em relação ao substrato sem contaminação, que pode ser explicado pela toxicidade proporcional as diferentes diluições de solo contaminado com o solo testemunha, ver Tabela 38.

TABELA 38: "Fitotoxicidade no Experimento com Solo da Área 03 em 2000"

Tratamento (% de solo contaminado)	Avaliação em Relação as Sementes Semeadas (nota)	Avaliação em Relação as Plantas Sobreviventes (nota)
0	89,7	92,0
25	68,6	77,6
50	75,6	78,3
75	74,0	80,9
100	75,5	79,3

4.6.5 Comparação de fitotoxicidade entre as áreas 3 e 4

A fitotoxicidade nos experimentos com solo das áreas 3 e 4 esteve proporcional com a quantidade de solo contaminado diluído no solo sem contaminação da área 4T, sendo possível relacionar o efeito tóxico na planta, com a concentração do substrato contaminado. Estes efeitos de acordo com a diluição dos substratos também foram encontrados por diversos autores que trabalharam com outras espécies vegetais, como em espécies florestais por **PAULINO, L. et al. (1998)**, no agrião-da-terra (*Barbarea verna* (Mill.) Aschers.), por **NASCIMENTO NETO, D. et al., (2000)**, no azevem (*Lolium perenne* L.), por **GONÇALVES, C. M. et al., (2000)** e na ervilhaca (*Vicia sativa* L.) por **KRENCZYNSKI, M. C. et al. (2000)**.

Nos experimentos com solo da área 4, em 1996, as manifestações tóxicas ocorreram com maior intensidade nos substratos mais contaminados. As raízes foram a parte mais atingida, devido ao contato direto desta parte do vegetal com o substrato. No substrato com maior teor tóxico, as raízes não se desenvolveram, ficaram curtas, grossas e com formação de calos. O sistema aéreo também sofreu maior influência nos substratos mais contaminados, as folhas não se desenvolveram bem e tiveram coloração verde-amarelado. A medida que o substrato ficou menos tóxico as manifestações morfológicas atenuaram e o vegetal se desenvolveu melhor, as folhas com coloração verde e abertas (Tabela 39).

Nos experimentos de 2000, com solo da área 4, as manifestações tóxicas também ocorreram nos substratos mais contaminados, porém, comparando-se com 1996, os efeitos tóxicos nas plantas foram menores. O sistema radicular desenvolveu raízes primária e secundárias em todos as diluições dos substratos com solo da área de biorremediação sem a presença de calos. O sistema aéreo desenvolveu a primeira folha aberta e a segunda folha fechada, ambas com coloração verde, em todos os substratos com presença de solo contaminado (Tabela 40).

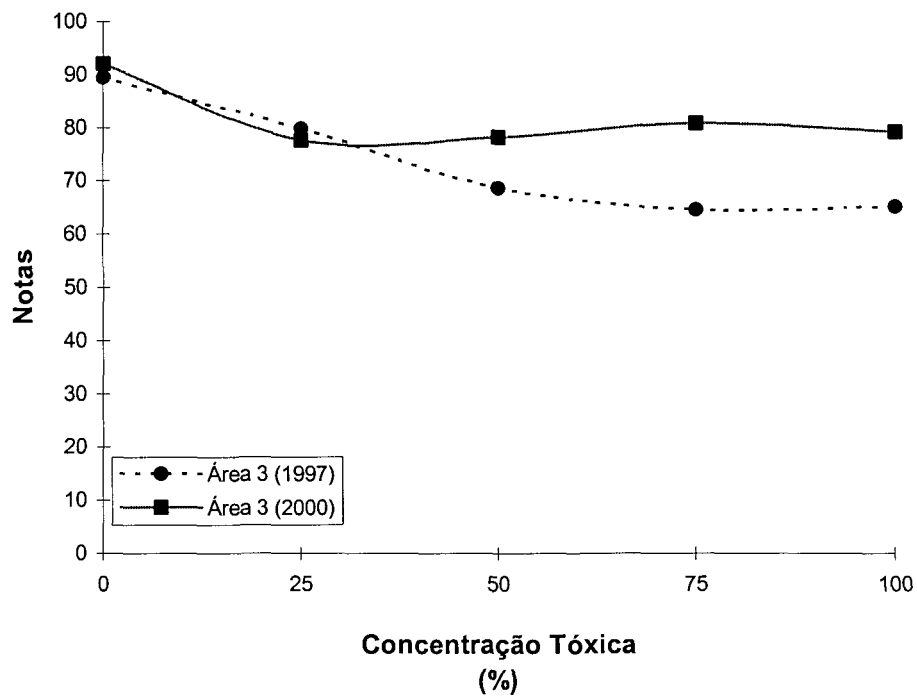
Nos experimentos com solo da área 3, em 1997, as manifestações tóxicas ocorreram com maior intensidade nos substratos mais contaminados. As raízes foram a parte vegetal mais atingida, devido ao contato direto destas com o substrato. No substrato sem contaminação houve ótimo desenvolvimento, com formação de longa raiz primária e várias raízes secundárias, enquanto que nas demais diluições com solo contaminado, desenvolveram a raiz primária menor e algumas raízes secundárias. O sistema aéreo também sofreu maior influência nos substratos mais contaminados, as folhas não se desenvolveram bem tiveram coloração verde-amarelado. A medida que o substrato tornou-se menos tóxico as manifestações morfológicas atenuaram, o vegetal se desenvolveu melhor e as folhas tiveram coloração verde (Tabela 41).

Em 2000, nos experimentos, com solo da área 3, as manifestações tóxicas também ocorreram nos substratos mais contaminados, porém, comparando-se com 1997, os efeitos tóxicos nas plantas foram menores. O sistema radicular desenvolveu raízes primária e secundárias em todos as diluições dos substratos com solo da área de biorremediação, sem a presença de calos. O sistema aéreo desenvolveu a primeira folha aberta e a segunda folha fechada, ambas com coloração verde, em todos os substratos com solo contaminado diluído (Tabela 41).

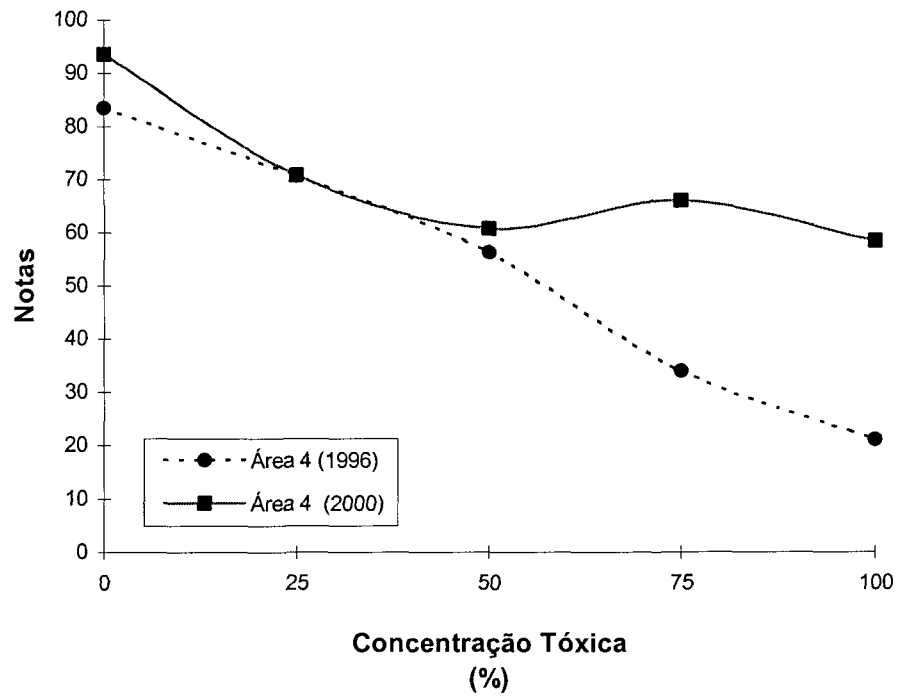
Os resultados dos experimentos, realizados com solo da área 3 nos substratos, em 1997, demostram maior efeito de toxicidade na *Avena sativa* L., em relação aos experimentos realizados em 2000 (Figuras 6 e 8). O mesmo foi observado nos experimentos com o solo da área 4, que apresentou um menor índice de toxicidade nas plantas em 2000 (Figura 7 e 9). Esta diminuição dos efeitos tóxicos pode ser explicada devido a biodegradação dos resíduos

oleosos aplicados na área de biorremediação e a consequente diminuição na concentração dos compostos orgânicos tóxicos.

**Figura 6: Comparação da Fitotoxicidade em Relação
as Plantas Sobreviventes da Área 3**



**Figura 7: Comparação da Fitotoxicidade em Relação
as Plantas Sobreviventes da Área 4**



**Figura 8: Comparação da Fitotoxicidade em Relação
as Sementes Semeadas da Área 3**

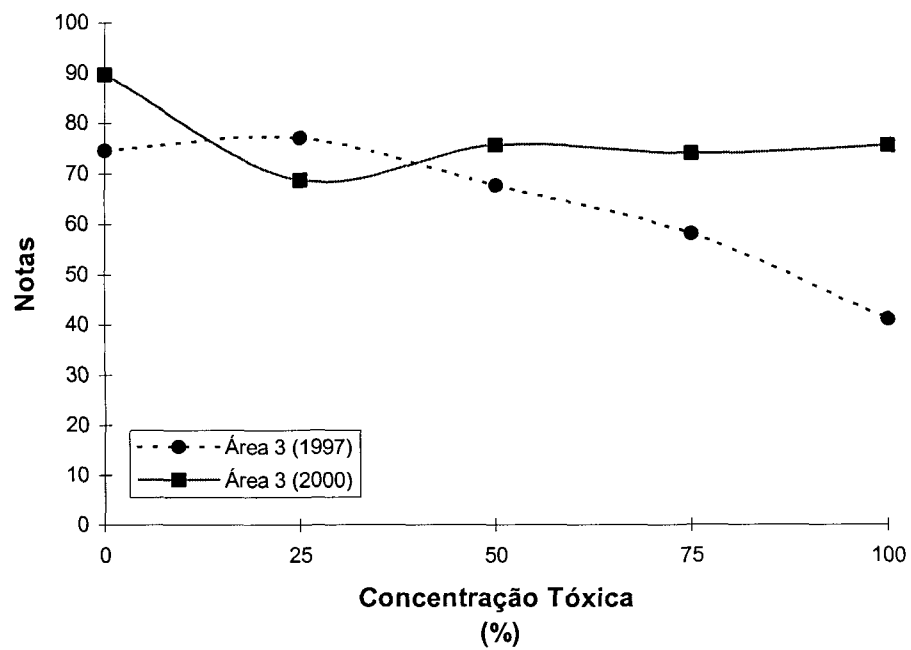


Figura 9: Comparação da Fitotoxicidade em Relação as Sementes Semeadas da área 4

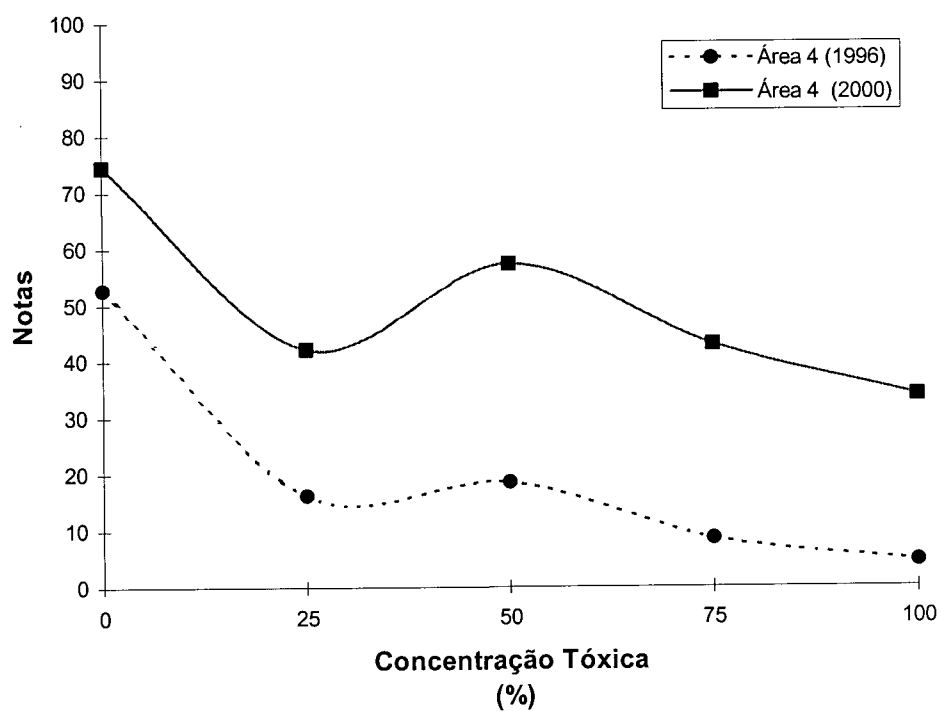


TABELA 39: "Comparação das Características Morfológicas com Solo da Área 4 em 1996"

Característica Morfológica do Vegetal	Experimento 01					Experimento 02				
	Concentração tóxica no solo					Concentração tóxica no solo				
	0 %	25 %	50 %	75 %	100 %	0 %	25 %	50 %	75 %	100 %
Planta com ótimo desenvolvimento	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Planta com bom desenvolvimento	-	+	+	-	-	-	+	+	-	-
Planta com pouco desenvolvimento	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-
Planta com péssimo desenvolvimento	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+
1 ^o e 2 ^o folhas abertas e desenvolvidas	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-
1 ^o folha aberta e desenvolvida e 2 ^o folha aberta mas pouco desenvolvida	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
1 ^o folha aberta e desenvolvida 2 ^o folha fechada com pouco desenvolvimento	-	+	+	+	-	-	-	+	+	-
Somente 1 ^o folha e com coloração amarela	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+
1 ^o e 2 ^o folhas com coloração verde	+	-	-	-	-	+	+	-	-	-
1 ^o folha com coloração verde na base e amarela na ponta e 2 ^o folha com coloração verde	-	+	+	-	-	-	-	+	-	-
1 ^o folha com coloração verde na base e amarela na ponta e 2 ^o folha com coloração amarela	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-
Raiz primária e raízes secundárias bem desenvolvidas	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Raiz primária e raízes secundárias desenvolvidas	-	+	+	-	-	-	+	+	-	-
Raiz primária pouco desenvolvida com poucas raízes secundárias em desenvolvimento	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-
Raiz primária curta e com formação de calos	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+

NOTA: Símbolo (+) indica manifestação da característica e símbolo (-) significa ausência.

TABELA 40: "Comparação das Características Morfológicas com Solo da Área 04 em 2000"

Característica Morfológica do Vegetal	Experimento 01					Experimento 02				
	Concentração tóxica no solo					Concentração tóxica no solo				
	0 %	25 %	50 %	75 %	100 %	0 %	25 %	50 %	75 %	100 %
Planta com ótimo desenvolvimento	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Planta com bom desenvolvimento	-	+	+	+	-	-	+	+	+	-
Planta com pouco desenvolvimento	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+
Planta com péssimo desenvolvimento	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1 ^o e 2 ^o folhas abertas e desenvolvidas	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-
1 ^o folha aberta e desenvolvida e 2 ^o folha aberta mas pouco desenvolvida	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1 ^o folha aberta e desenvolvida 2 ^o folha fechada com pouco desenvolvimento	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+
Somente 1 ^o folha e com coloração amarela	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1 ^o e 2 ^o folhas com coloração verde	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1 ^o folha com coloração verde na base e amarela na ponta e 2 ^o folha com coloração verde	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1 ^o folha com coloração verde na base e amarela na ponta e 2 ^o folha com coloração amarela	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Raiz primária e raízes secundárias bem desenvolvidas	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Raiz primária e raízes secundárias desenvolvidas	-	+	+	+	+	-	+	+	+	-
Raiz primária pouco desenvolvida com poucas raízes secundárias em desenvolvimento	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Raiz primária curta e com formação de calos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

NOTA: Símbolo (+) indica manifestação da característica e símbolo (-) significa ausência.

TABELA 41: "Comparação das Características Comparadas com Solo da Área 3"

Característica Morfológica do Vegetal	Experimento 1997					Experimento 2000				
	Concentração tóxica no solo					Concentração tóxica no solo				
	0 %	25 %	50 %	75 %	100 %	0 %	25 %	50 %	75 %	100 %
Planta com ótimo desenvolvimento	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Planta com bom desenvolvimento	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+
Planta com pouco desenvolvimento	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Planta com péssimo desenvolvimento	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1 ^o e 2 ^o folhas abertas e desenvolvidas	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-
1 ^o folha aberta e desenvolvida e 2 ^o folha aberta mas pouco desenvolvida	-	+	-	-	-	-	+	+	+	+
1 ^o folha aberta e desenvolvida 2 ^o folha fechada com pouco desenvolvimento	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-
Somente 1 ^o folha e com coloração amarela	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1 ^o e 2 ^o folhas com coloração verde	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+
1 ^o folha com coloração verde na base e amarela na ponta e 2 ^o folha com coloração amarela	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-
1 ^o folha com coloração verde na base e amarela na ponta e 2 ^o folha com coloração amarela	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Raiz primária e raízes secundárias bem desenvolvidas	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Raiz primária e raízes secundárias desenvolvidas	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+
Raiz primária pouco desenvolvida com poucas raízes secundárias em desenvolvimento	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Raiz primária curta e com formação de calos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

NOTA: Símbolo (+) indica manifestação da característica e símbolo (-) significa ausência.

4.7 PROPOSTA DE AVALIAÇÃO DE BIORREMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS COM RESÍDUOS OLEOSOS

Os resultados apresentados neste trabalho permitem estabelecer parâmetros para a *Avena strigosa* L. a fim de estabelecer níveis de estado de remediação de solos contaminados por resíduos oleosos, buscando também descrever os sintomas apresentados por esta planta frente a estes níveis.

Durante o processo de biorremediação, que utiliza os microrganismos do solo, para a degradação dos compostos oleosos, há a atenuação e a

eliminação de alguns compostos orgânicos tóxicos aos vegetais. Os experimentos com diferentes diluições de solo contaminado com resíduo oleoso em solo sem contaminação permitiram observar a toxidez deste solo contaminado em um dado momento. A *Avena strigosa* L. foi submetida, a concentrações crescentes de toxidade, e os efeitos morfológicos apresentados avaliados, sempre considerando as plantas normais, as que se desenvolveram no substrato sem contaminação. A partir de 25% de concentração tóxica no substrato as plantas começavam apresentar sintomas de toxidez, com diferenças crescentes na morfologia do vegetal, a medida que a concentração tóxica do substrato aumentava. As raízes sofreram uma redução no crescimento e na formação de raízes secundárias, sendo fibrosas e de coloração marrom-escura e com formação de calos nos substratos com a maior concentração tóxica. Enquanto que nas demais diluições o desenvolvimento das raízes foi afetado em menor escala, com formação de raiz primária e secundárias, porém menores que nas plantas cultivadas no substrato sem contaminação.

Os efeitos de desenvolvimento vegetal observados, indicaram menor massa vegetal à medida que o substrato ficava mais contaminado, tendo como valor considerado ótimo os vegetais cultivados no substrato sem contaminação.

O sistema aéreo também sofreu modificações nos diferentes substratos, no substrato sem contaminação, não houve sintomas de deficiência, mas em altas concentrações de solo contaminado, as folhas apresentaram sintoma clorótico. A medida que o solo da área de biorremediação foi sendo remediado com auxílio dos microorganismos, os elementos tóxicos presentes no solo foram desaparecendo ou atenuando sua presença, e os efeitos foliares também atenuaram, pois até mesmo em altas concentrações de solo contaminado não produziram os sintomas de clorose e necrose.

Ainda de acordo com **VERGANO & HUNTER**, (1953), a diagnose da toxidez dos metais pesados pela consideração dos sintomas visuais e a composição do tecido foliar não é difícil.

No caso dos compostos orgânicos presentes nos resíduos oleosos utilizados, as diferenças visuais ocorreram, permitindo que a planta de *Avena sativa* L. seja utilizada como indicadora, especialmente onde se suspeita da

toxidez de compostos oleosos, pois é relativamente susceptível e mostra sintomas característicos.

De acordo com manual de interpretação de testes de germinação, desenvolvido pelo laboratório de Tecnologia de sementes, da Universidade do Estado do Mississippi, EEUU, 1975, a *Avena* spp. é considerada normal quando o sistema radicular possuir pelo menos uma raiz primária e secundária, preferentemente duas ou três. E a plúmula da planta normal deve possuir: folha verde bem desenvolvida, se estendendo aproximadamente até a metade da altura dentro do coleóptilo; o coleóptilo pode se apresentar fendido desde que a folha esteja ligeiramente fendida e com desenvolvimento normal; e, espiralado, enrolado ou dobrado desde que seja verde de “comprimento normal” e não danificado por temperaturas abaixo de 0°C. Uma planta anormal, não possui raiz ou é provida somente de uma ou duas raízes secundárias fracas, ou também, raiz curta ou engrossada. A plúmula da planta anormal possui: folha sem coloração verde, somente coleóptilo inferior; ou folha fendida longitudinalmente, independente do coleóptilo se apresentar fendido ou não; ou folha emergindo perto da fenda perto da base do coleóptilo; plúmula fraca e aquosa; Plúmula entortada e engrossada; e coleóptilo granuloso e plúmula retalhada ou espiralada-torcida.

Considerando as características morfológicas desenvolvidas na *Avena strigosa* L., (Tabela 32), nos substratos utilizando solo das áreas de biorremediação, foi proposta a avaliação do estado de remediação de solos contaminados por resíduos oleosos utilizando a aveia como bioindicadora de estado de remediação de solos contaminados por resíduos oleosos.

Na tabela 42, estão descritas os estágios de remediação do solo e as características apresentadas pela *Avena strigosa* L., em cada estágio.

Logo após a aplicação dos resíduos oleosos no solo da área de biorremediação, é constatado que os níveis tóxicos dos resíduos não permitem a germinação das sementes de *Avena strigosa* L., ou seja não há condições de vida vegetal, para este parâmetro deu-se nota 0.

Durante o processo de biorremediação, os efeitos tóxicos podem se manifestar de acordo com as concentrações de resíduos ainda presentes. Quando os níveis de toxidez estão altos, mas não há ponto de impedir a germinação, podem germinar algumas sementes de *Avena strigosa* L., mas a

sobrevivência das plantas é muito baixa, e as manifestações tóxicas no vegetal é acentuado, com péssimo desenvolvimento, o sistema foliar com apenas uma folha, geralmente fechada e amarela, com sintomas de necrose, e uma pequena raiz primária com calose. Para estas características foi dada a nota 20.

Ao passo que os efeitos tóxicos atenuam a *Avena strigosa* L. desenvolve-se pouco, com sistema foliar com uma folha aberta e verde, o sistema radicular com raiz primária pouco desenvolvida e com poucas raízes secundárias em desenvolvimento. Para estas características deu-se a nota 40.

O próximo estágio da *Avena strigosa* L., indicando a melhora da área em recuperação, é o bom desenvolvimento vegetal, com sistema aéreo com duas folhas, a primeira aberta e desenvolvida e a segunda aberta ou fechada, mas menos desenvolvida em relação a primeira, ambas com coloração verde, sistema radicular com raízes primária e secundárias desenvolvidas, com o mesmo comprimento que o sistema aéreo. Estas características receberam nota 60.

As plantas de *Avena strigosa* L. que apresentaram bom desenvolvimento, com 1 ou 2 folhas abertas desenvolvidas, de cor verde, com sistema radicular com raiz primária e secundárias desenvolvidas, com o comprimento igual ao sistema aéreo, obtiveram nota 80.

A área pode ser considerada remediada quando houver total germinação das sementes e sobrevivência de todas as plântulas germinadas, as características morfofisiológicas do vegetal não devem ser alteradas pelos compostos tóxicos presentes nos resíduos, e as plantas da área remediada devem apresentar as mesmas características de plantas cultivadas em solos sem contaminação, como ótimo desenvolvimento aos 25 dias, com 2 ou mais folhas abertas de coloração verde, sistema radicular com raízes primária e secundárias bem desenvolvidas, com o comprimento maior que o sistema aéreo.

Assim sendo, no presente trabalho é proposto os critérios da Tabela 42, que podem ser utilizados em outras áreas de biorremediação, uma vez que esta tabela apresenta os parâmetros que foram consideradas críticos e significativos.

Tabela 42: "Estado de Remediação de Solos Contaminados com Resíduos Oleosos"

Avaliação (nota)	Características
100	As plantas de <i>Avena strigosa</i> L., apresentam ótimo desenvolvimento; Com 2 ou mais folhas abertas e desenvolvidas; Folhas com coloração verde; Sistema radicular com raiz primária e raízes secundárias bem desenvolvidas; Em geral, sistema radicular com maior comprimento que o sistema aéreo.
80	As plantas de <i>Avena strigosa</i> L., apresentam bom desenvolvimento; Com 1 ou 2 folhas abertas e desenvolvidas; Folhas com coloração verde; Sistema radicular com raiz primária e raízes secundárias desenvolvidas; Em geral, sistema radicular com mesmo comprimento que o sistema aéreo.
60	As plantas de <i>Avena strigosa</i> L., apresentam bom desenvolvimento; Com 1º folha aberta e desenvolvida, e, 2º folha aberta e pouco desenvolvida ou fechada; Folhas com coloração verde; Sistema radicular com raiz primária e raízes secundárias desenvolvidas; Em geral, sistema radicular com mesmo comprimento que o sistema aéreo.
40	As plantas de <i>Avena strigosa</i> L., apresentam pouco desenvolvimento; Com 1º folha aberta e pouco desenvolvida; Folhas com coloração verde; Sistema radicular com raiz primária pouco desenvolvida e com poucas raízes secundárias em desenvolvimento.
20	As plantas de <i>Avena strigosa</i> L., apresentam péssimo desenvolvimento; Apenas 1 folha; Sintomas de necrose Folhas com coloração amarelada; Sistema radicular com raiz primária curta e com presença de calos.
0	Não há condições de vida e desenvolvimento vegetal.

4.7.1 Considerações finais

As avaliações dos resultados dos experimentos, em separado, para os parâmetros de germinação, aspectos morfológicos, sobrevivência e de crescimento da *Avena strigosa* L., confirmaram a possibilidade do uso da metodologia para a determinação da fitotoxicidade de solo contaminado e podem ser utilizados em conjunto com o proposto na Tabela 42.

Estes resultados indicam também que a montagem dos experimentos devem levar em consideração a época do ano, o tempo de permanência das plantas nas bandejas teste e os cuidados diários com a cultura. Neste contexto,

quando se considera a biorremediação do solo para uso agrícola e/ou vegetação/revegetação de áreas contaminadas acidentalmente ou controladas, torna-se importante a determinação da fitotoxicidade do solo na área em questão. Neste caso, a área de biorremediação passa a ser considerada biorremediada quando já ocorreu a biodegradação do resíduo adicionado e a fitotoxicidade for compatível com o uso pré estabelecido, sendo de consenso que uma área está biorremediada por definição quando a toxicidade do solo desta é equivalente a do solo original. Adicionalmente, a determinação destas equivalências depende do bioindicador a ser utilizado e de parâmetros químicos muitas vezes de difícil quantificação, embora avaliações qualitativas possam ser realizadas com facilidade. Assim sendo, na tentativa do estabelecimento de metodologia quantitativa de bioindicadores vegetais, o presente trabalho teve como objetivo o desenvolvimento de metodologia de bioindicadores utilizando-se de técnicas de diluição de solo contaminado a partir do estabelecimento de escalas de avaliação numérica para os efeitos morfofisiológicos observados em espécies bioindicadoras de fácil uso em testes em casa de vegetação, metodologia esta que deverá ser de grande utilidade para monitoramento e avaliação do impacto ambiental de contaminações de solos com resíduos industriais, e ainda iniciando estudos que utilizam metodologia de diluição que possam servir como referência para o desenvolvimento de tecnologia de diferentes bioindicadores para resíduos industriais e urbanos passíveis de serem tratados no solo.

5 CONCLUSÕES

Através dos resultados apresentados e discutidos foi possível concluir:

- 1) Os parâmetros utilizados para a avaliação foram adequados em relação ao acompanhamento de biorremediação com a *Avena strigosa* L.;
- 2) A intensidade medida de fitotoxicidade se mostrou proporcional as diluições de solo na *Avena sativa* L.;
- 3) A área 4, apresentou melhora do estado de biorremediação, em relação a 1996, pois houve maior germinação das sementes em 2000, maior índice de sobrevivência das plantas que germinaram, menor diferença entre os resultados de biomassa entre os substratos contaminados e sem contaminação e menor efeito toxico nas plantas provenientes dos compostos orgânicos presentes nos resíduos aplicados na área 4.
- 4) A área 3, apresentou melhora do estado de biorremediação, em relação a 1997. Houve maior índice de sobrevivência das plantas que germinaram, menor diferença entre os resultados de biomassa entre os substratos contaminados e sem contaminação e menor efeito toxico nas plantas provenientes dos compostos orgânicos presentes nos resíduos aplicados na área 4.
- 5) Os resultados obtidos com a *Avena strigosa* L., indicam a possibilidade de desenvolvimento desta metodologia para outras espécies vegetais bioindicadoras e para contaminação de solo com outros resíduos industriais para avaliação do impacto ambiental da contaminação e também no auxílio para definição do momento de devolução de áreas de biorremediação para o meio ambiente.
- 6) A quantificação da fitotoxicidade pela metodologia desenvolvida pode ser utilizada para o monitoramento da biorremediação de solos contaminados com resíduos oleosos, como critério de biorremediação e para a determinação do momento no qual a área que possuía hidrocarbonetos é considerada remediada e passível de ser reintegrada ao meio;

- 7) A metodologia do uso de diluições do solo contaminado se mostrou eficiente e adequada para medir os estágios de biorremediação considerando os parâmetros germinação, sobrevivência das plantas, crescimento e avaliação de fitotoxicidade através de notas;
- 8) Considerando os parâmetros para a fitotoxicidade para os experimentos do presente trabalho foi possível propor uma tabela de modificações morfológicas para uso em outras situações de toxidez no solo.

6 ANEXOS

FIGURA 10: "Irrigação da Área Sem Contaminação 4T em 1996"



FIGURA 11: "Área 4T, Sem Contaminação, em Julho de 2000"

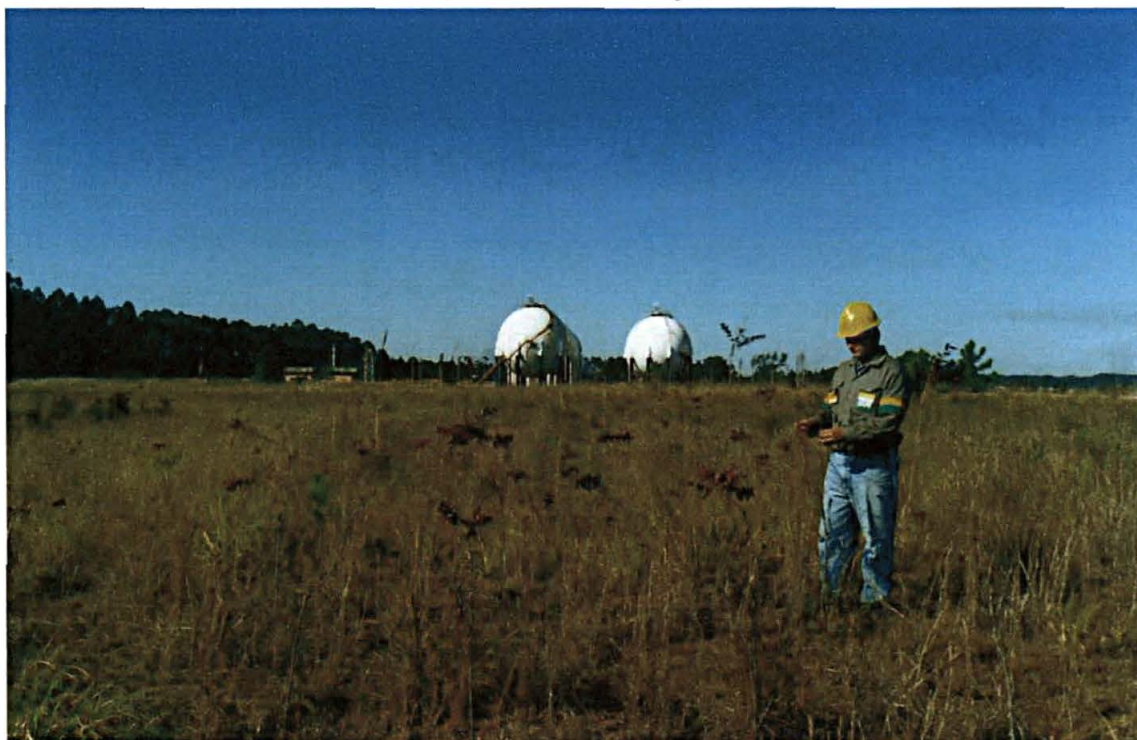


FIGURA 12: "Correção de pH do Solo da Área de Biorremediação com Calcário"



FIGURA 13: "Área de Biorremediação 3 em 1998"



FIGURA14: "Área de Biorremediação 3 em 1998"



FIGURA 15: "Área de Biorremediação 3 em 1998"



FIGURA 16: “Área de Biorremediação 3 em Julho de 2000”



FIGURA 17”Área de Biorremediação 4 em Julho de 2000”



FIGURA 18: "Vista Geral dos Experimentos em Casa de Vegetação"



FIGURA 19: "Vista Geral da Casa de Vegetação e dos Experimentos em 1996"



FIGURA 20: "Retirada da *Avena strigosa* L. da Bandeja de Teste "

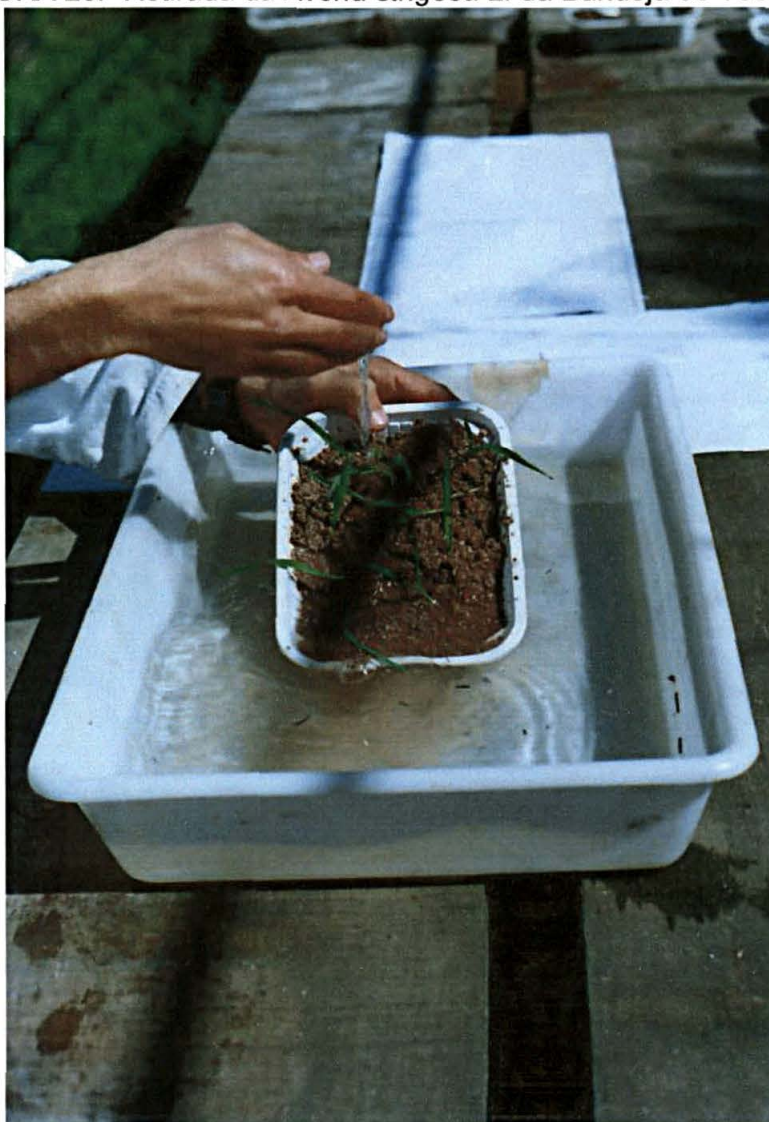


FIGURA 21: "Separação da *Avena strigosa* L. com Auxílio de Pinça "

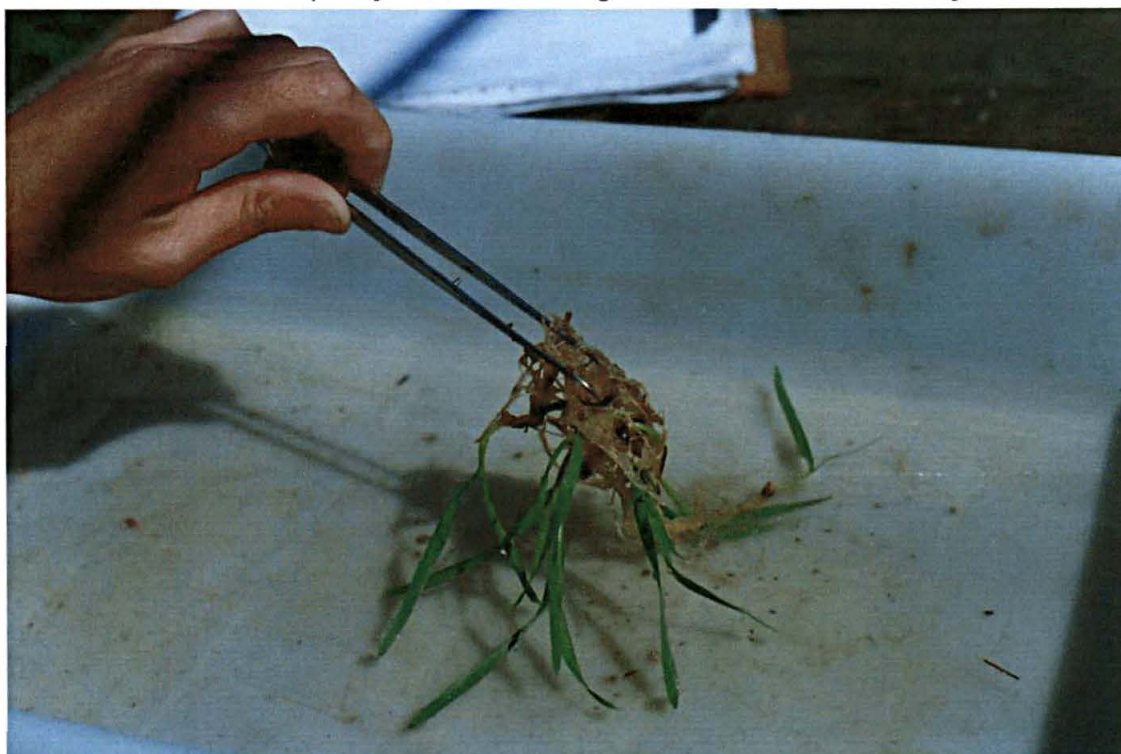


FIGURA 22: "*Avena strigosa* L., da Esquerda para a Direita, em substratos 0%, 50% e 100% Contaminados com Solo da Área 4 no Ano de 1996"

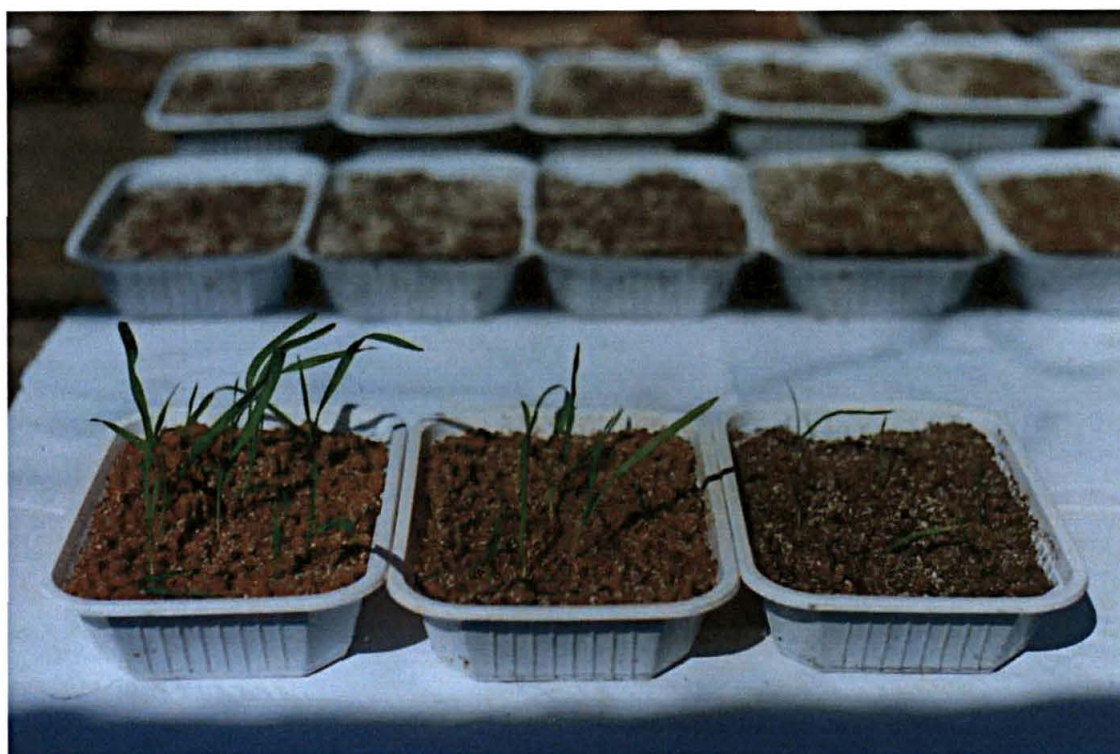


FIGURA 23: “*Avena strigosa* L., da Esquerda para a Direita, em substratos 100%, 50% e 0% Contaminados com Solo da Área 4 no Ano de 1996”



FIGURA 24: “*Avena strigosa* L. em Substrato com 100 % de Solo da Área 4 no Ano de 1996 “

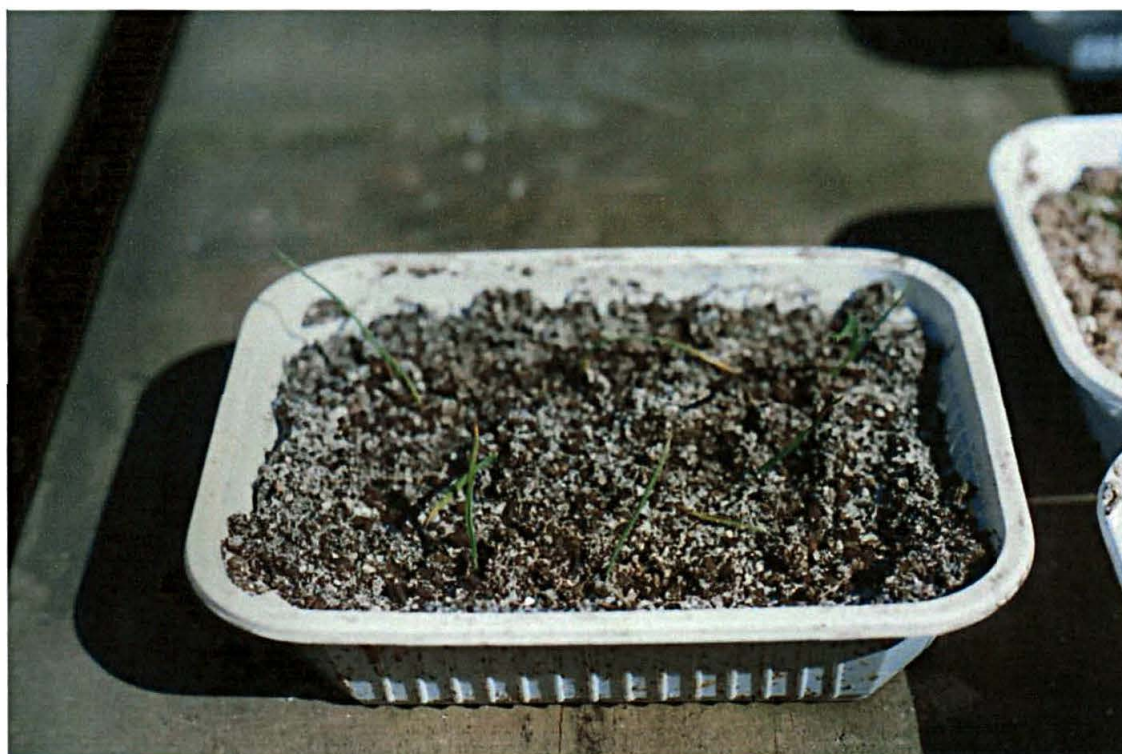


FIGURA 25: "*Avena strigosa* L. em Substrato com Solo Sem Contaminação da Área 4T no Ano de 1996 "

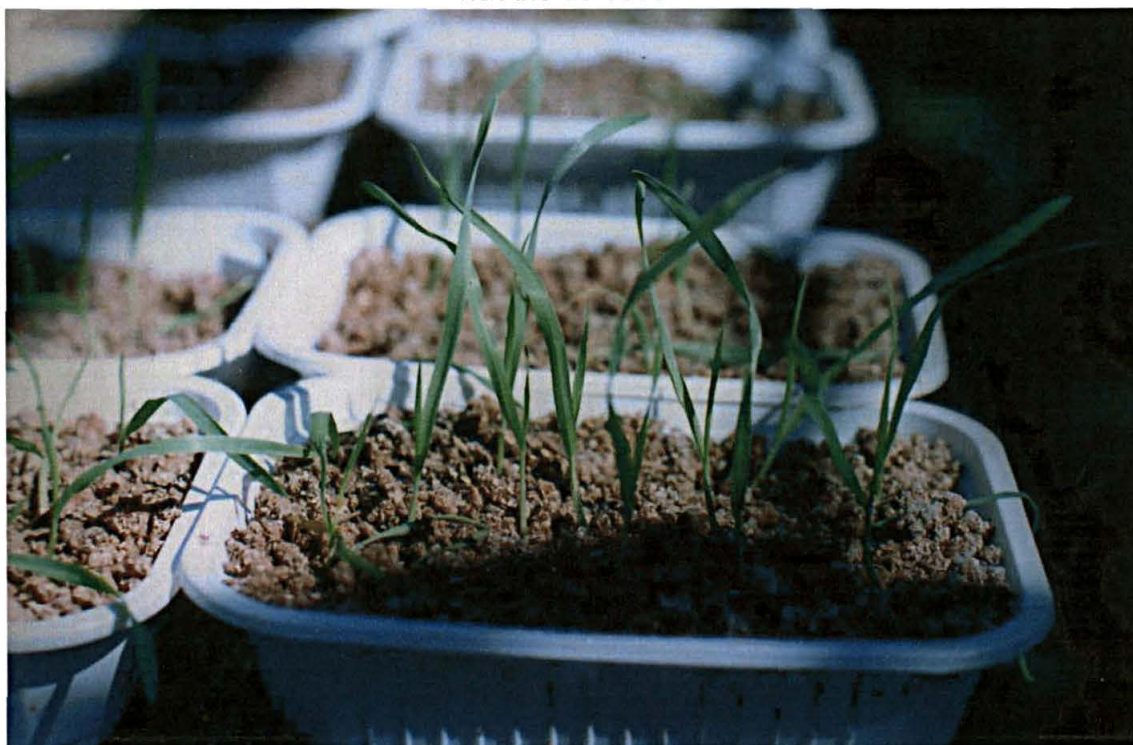


FIGURA 26: *Avena strigosa* L., da Esquerda para a Direita, em Substratos 0%, 25%, 50%, 75% e 100% Contaminados com Solo da Área 4 no Ano de 2000"



FIGURA 27: "*Avena strigosa* L., da Esquerda para a Direita, em substratos 100%, 50% e 0% Contaminados com Solo da Área 4 no Ano de 2000"



FIGURA 28: "*Avena strigosa* L. em substratos com Solo Sem contaminação da Área 4T no Ano de 2000"



FIGURA 29: "*Avena strigosa* L. em Substrato com Solo Sem Contaminação da Área 4T no Ano de 2000"



FIGURA 30: "*Avena strigosa* L. em Substratos com 25% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"



FIGURA 31: "*Avena strigosa* L., em Substrato com 25% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"

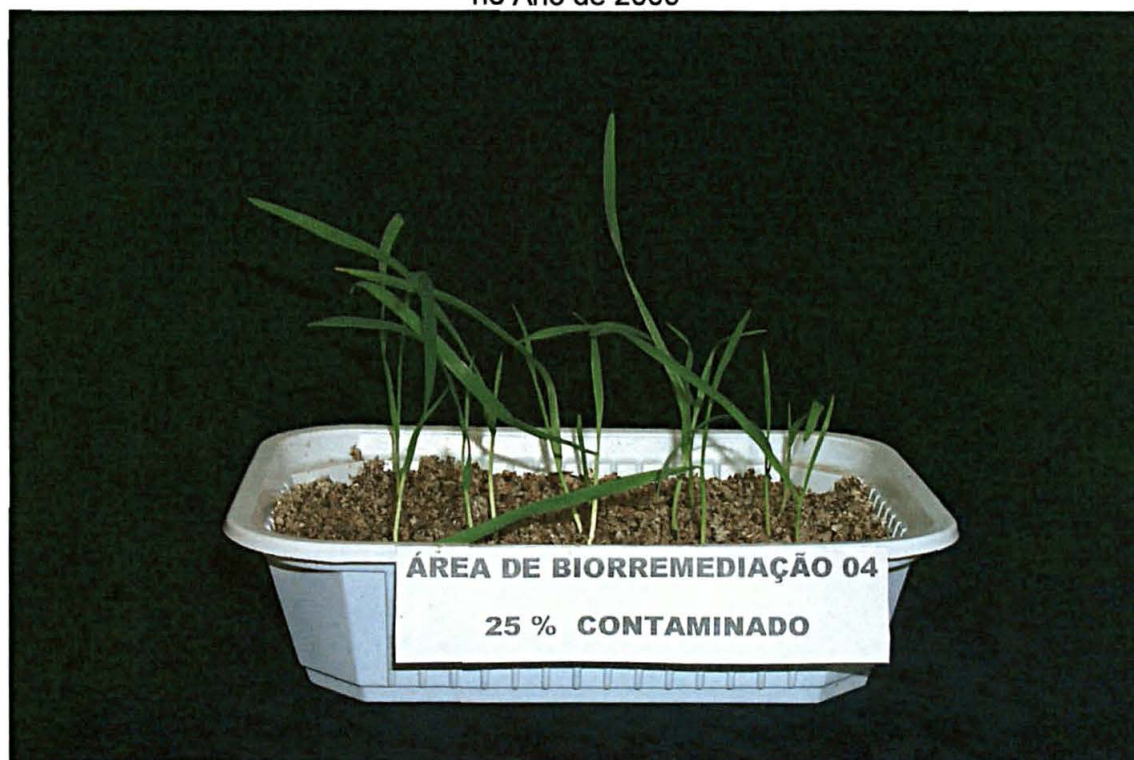


FIGURA 32: "Avena strigosa L. em Substratos com 50% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"



FIGURA 33: "Avena strigosa L., em Substrato com 50% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"

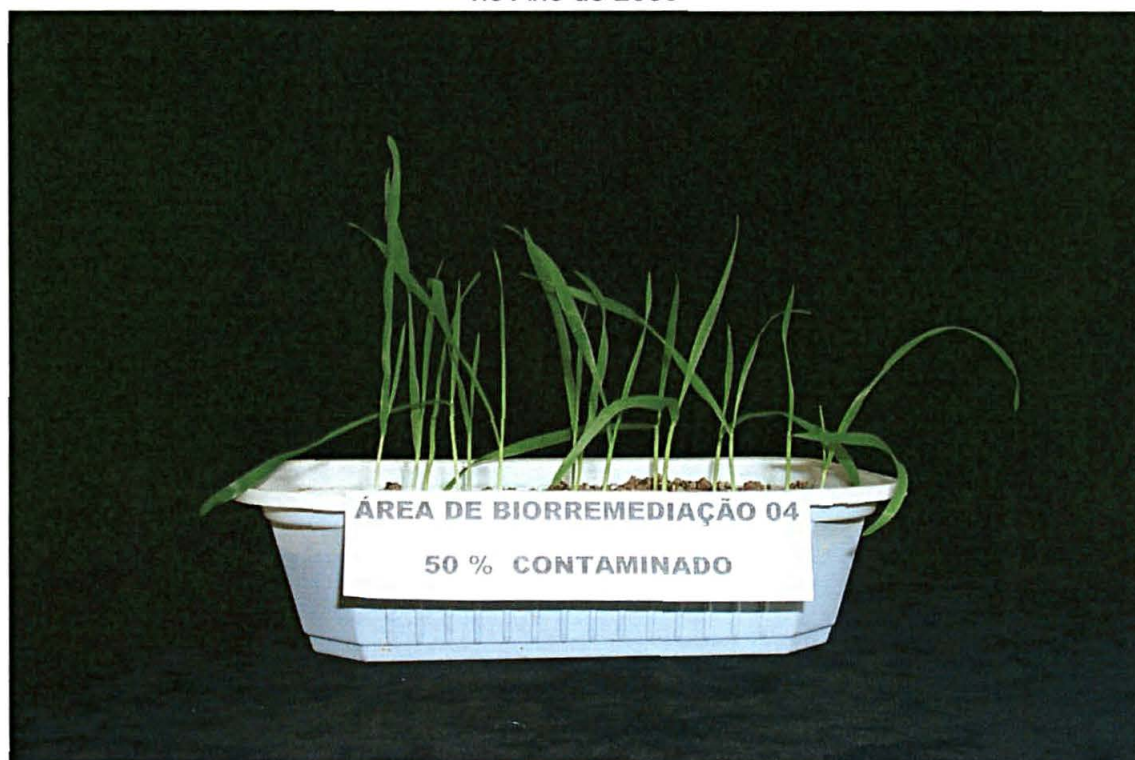


FIGURA 34: "*Avena strigosa* L. em Substrato com 75% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"



FIGURA 35: "*Avena strigosa* L. em Substrato com 75% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"



FIGURA 36: "*Avena strigosa* L. em Substratos com 100% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"



FIGURA 37: "*Avena strigosa* L. em Substrato com 100% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"

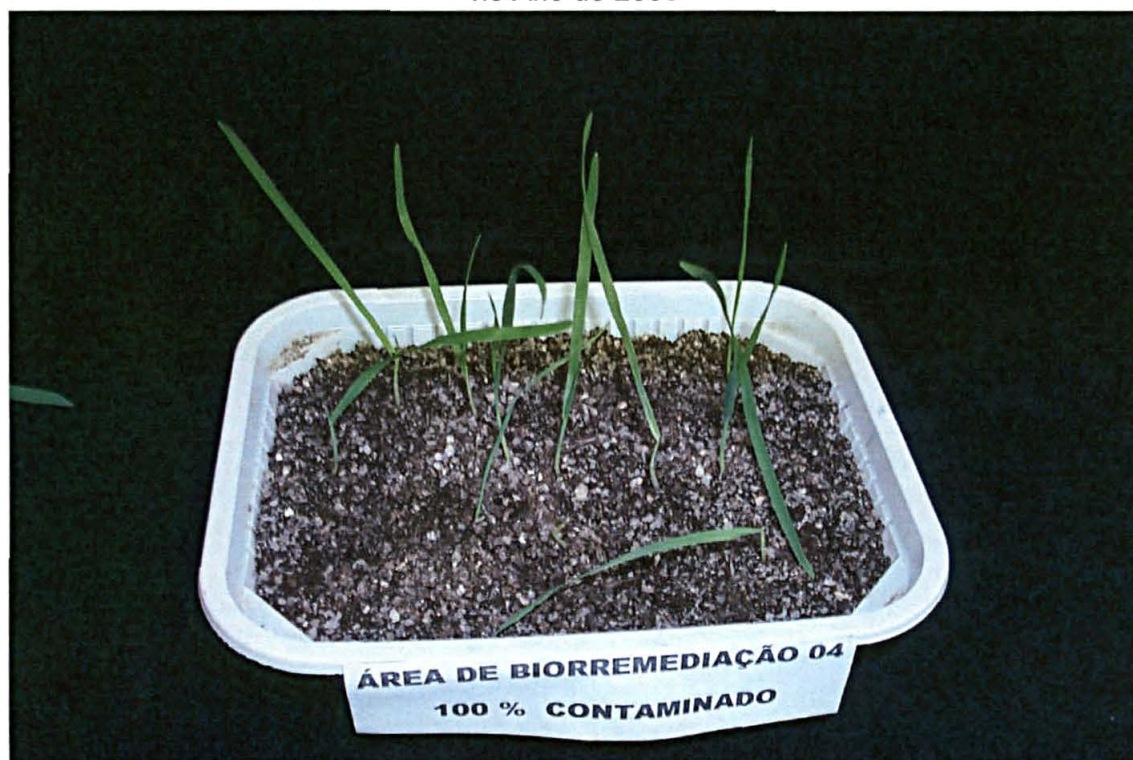


FIGURA 38: "Parte 1 da Repetição 1 do Experimento 1 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com Solo Sem Contaminação da Área 4T no Ano de 2000"



FIGURA 39: "Parte 2 da Repetição 1 do Experimento 1 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com Solo Sem Contaminação da Área 4T no Ano de 2000"



FIGURA 40: "Repetição 2 do Experimento 1 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com Solo Sem Contaminação da Área 4T no Ano de 2000"



FIGURA 41: "Repetição 3 do Experimento 1 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com Solo Sem Contaminação da Área 4T no Ano de 2000"



FIGURA 42: "Repetição 4 do Experimento 1 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com Solo Sem Contaminação da Área 4T no Ano de 2000"



FIGURA 43: "Repetição 1 do Experimento 1 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 25% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"



FIGURA 44: "Repetição 2 do Experimento 1 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 25% de Solo da Área 4 no Ano de 2000



FIGURA 45: "Repetição 3 do Experimento 1 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 25% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"



FIGURA 46: "Repetição 1 do Experimento 1 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 50% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"



FIGURA 47: "Repetição 2 do Experimento 1 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 50% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"



FIGURA 48: "Repetição 3 do Experimento 1 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 50% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"

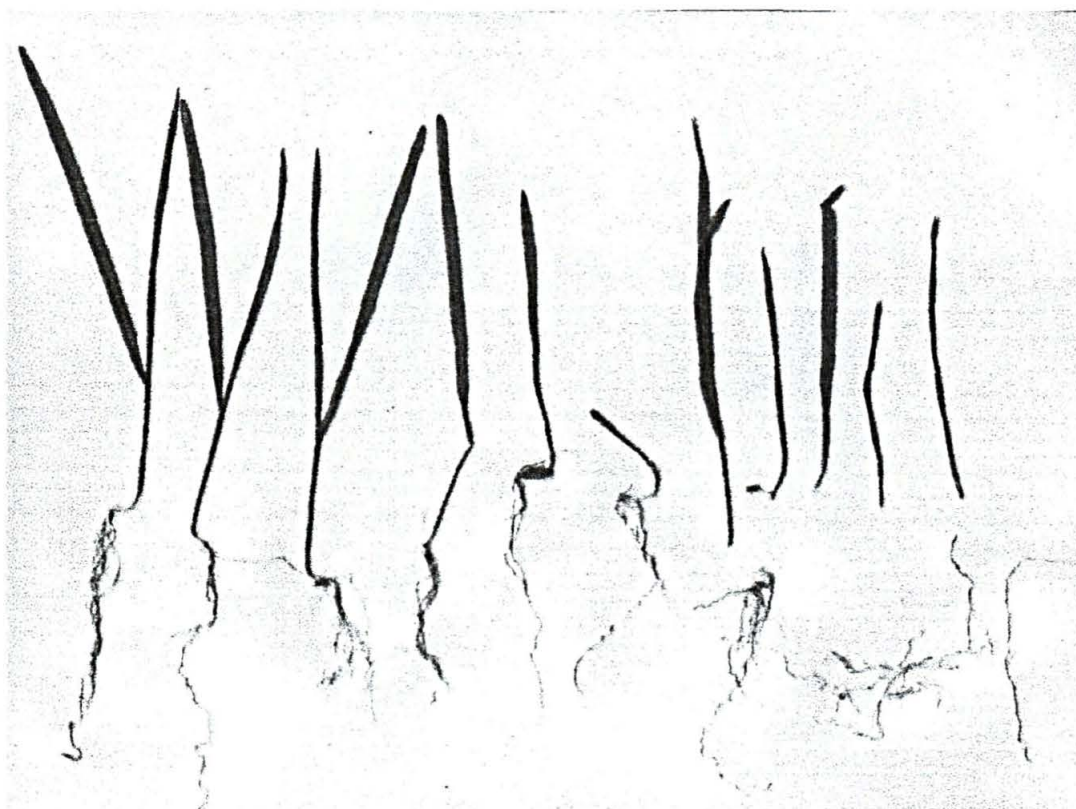


FIGURA 49: "Repetição 4 do Experimento 1 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 50% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"



FIGURA 50: "Repetição 1 do Experimento 1 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 75% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"

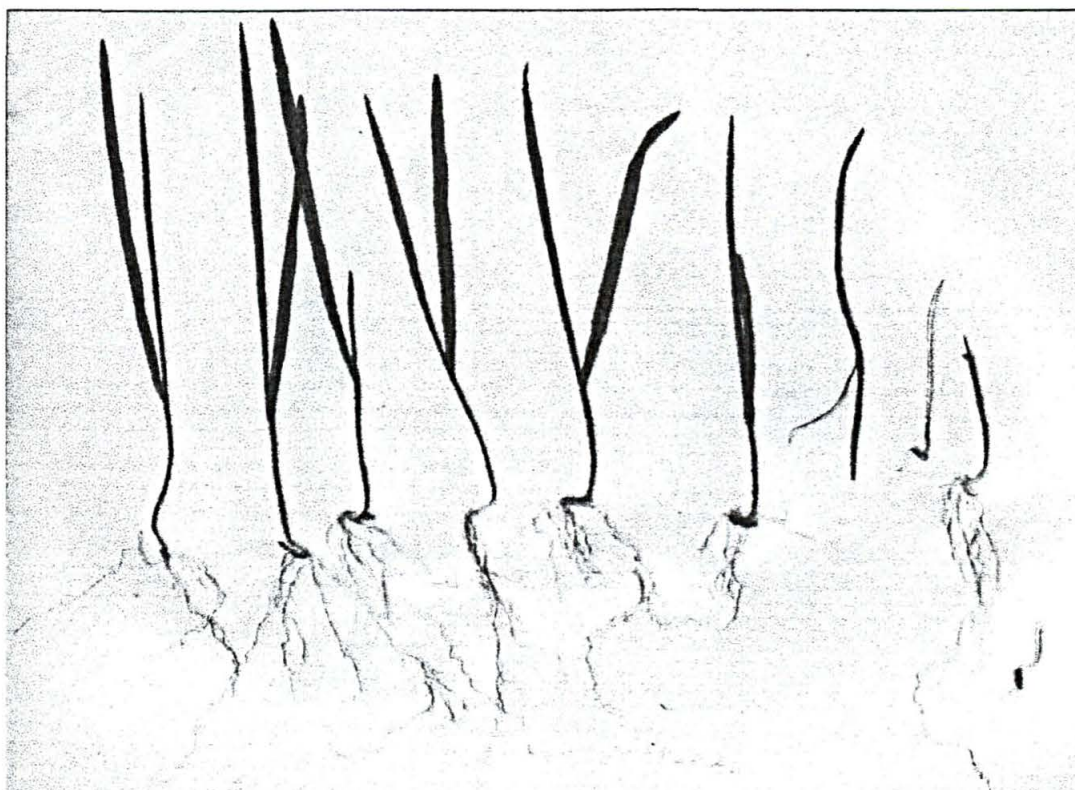


FIGURA 51: "Repetição 2 do Experimento 1 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 75% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"

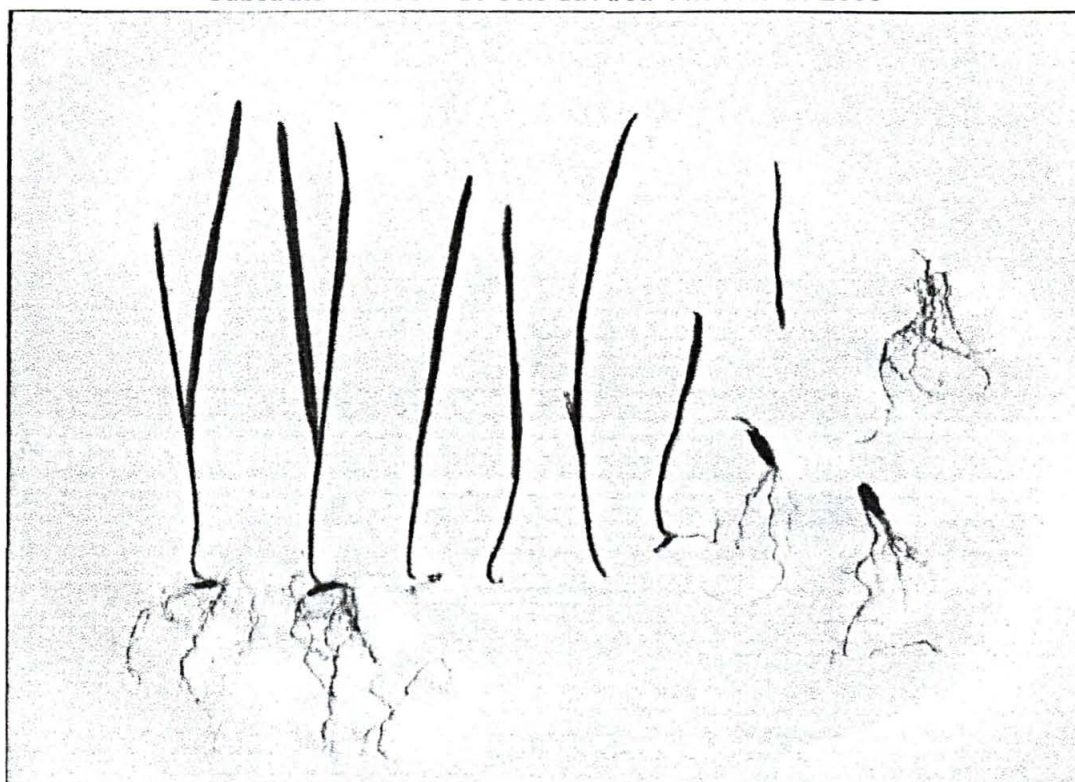


FIGURA 52: "Repetição 3 do Experimento 1 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 75% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"

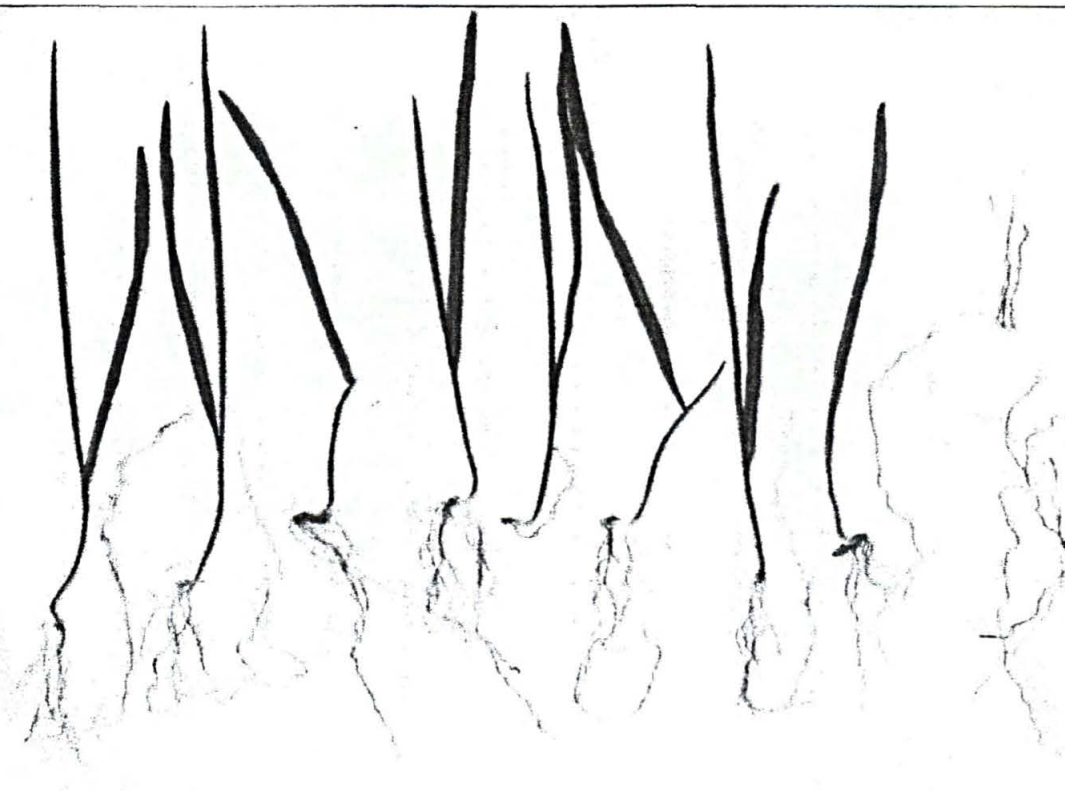


FIGURA 53: "Repetição 4 do Experimento 1 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 75% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"

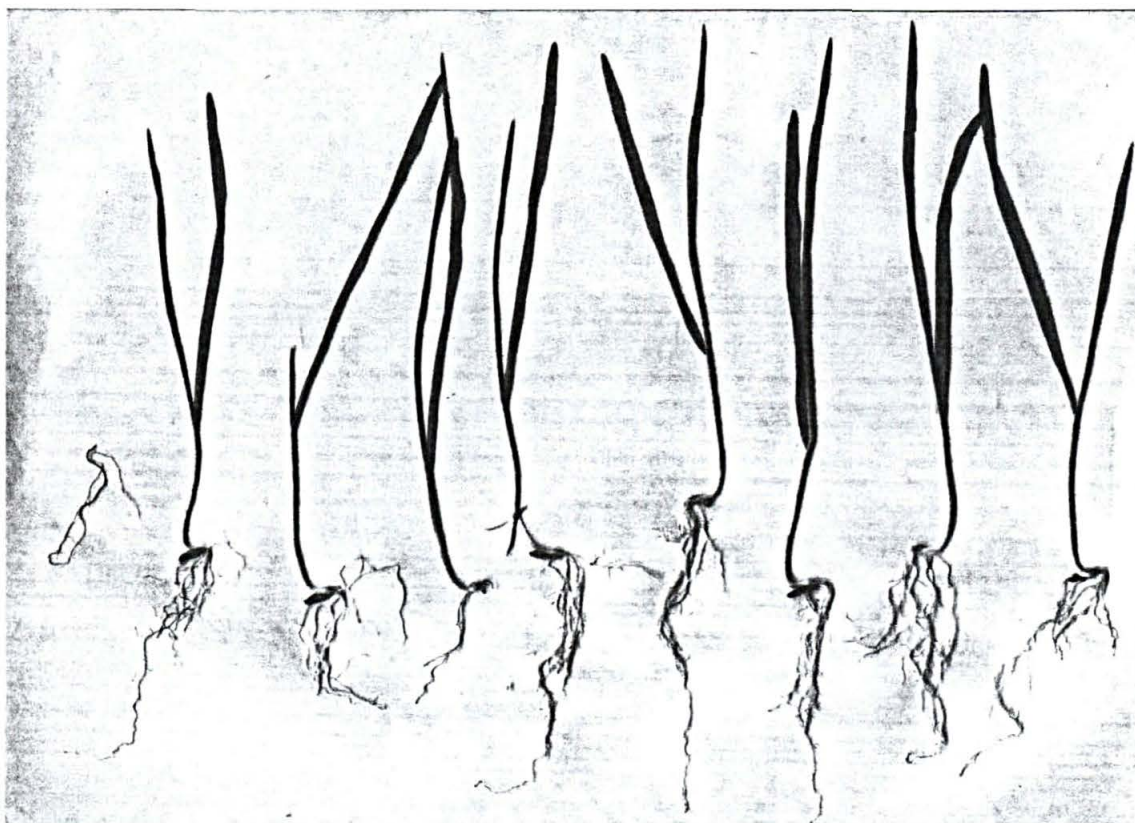


FIGURA 54: "Repetição 3 do Experimento 1 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 100% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"

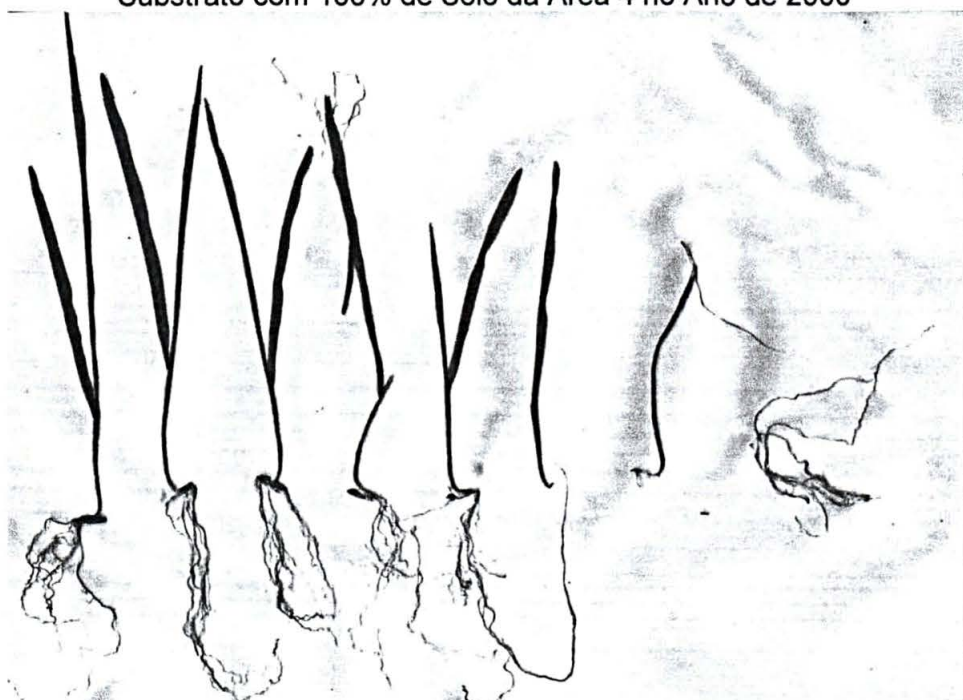


FIGURA 55: "Repetição 4 do Experimento 1 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 100% de Solo da Área 4 no Ano de 2000"

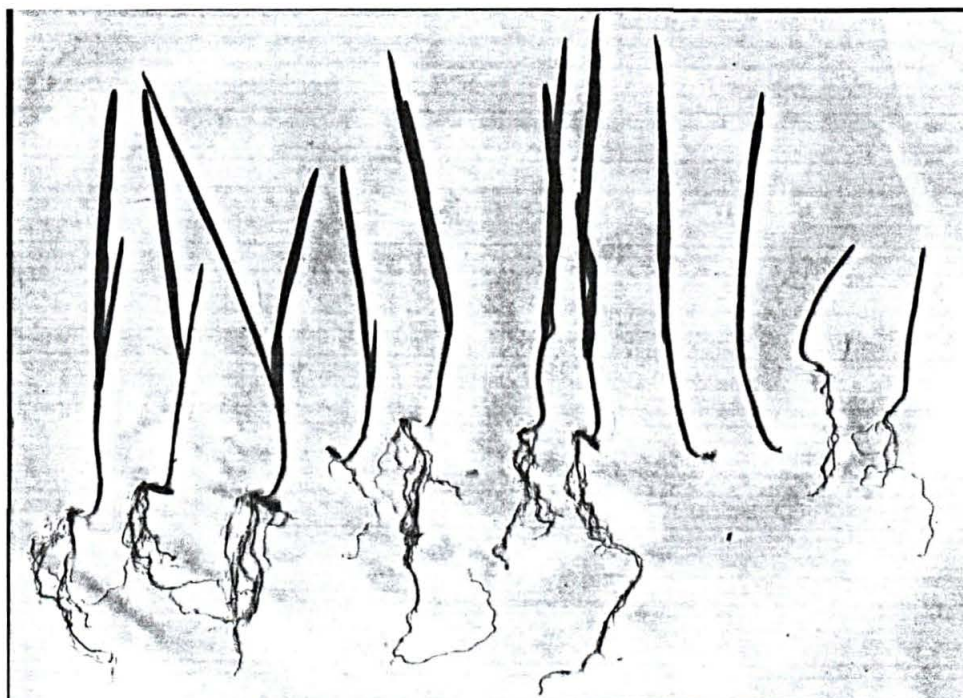


FIGURA 56: "Repetição 1 do Experimento 2 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com Solo Sem Contaminação da Área 4 no Ano de 2000"

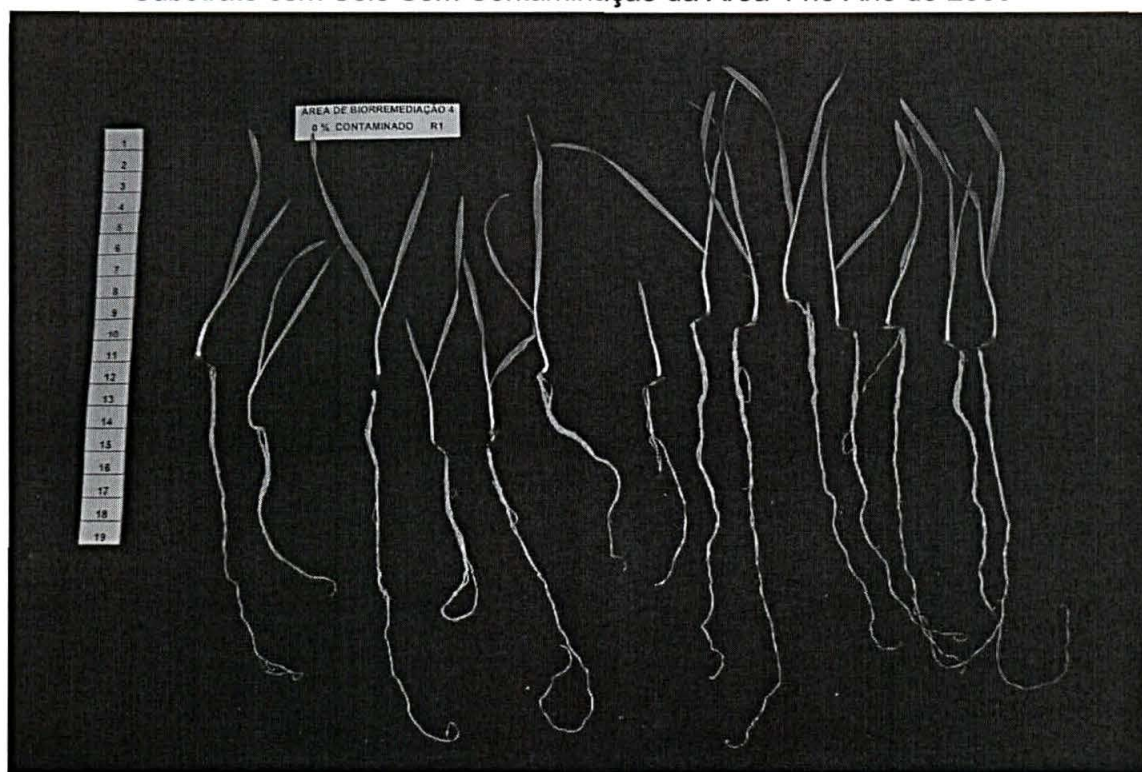


FIGURA 57: "Raiz da *Avena strigosa* L. Repetição 1 do Experimento 2 Cultivada no Substrato com Solo Sem Contaminação da Área 4T no Ano de 2000"

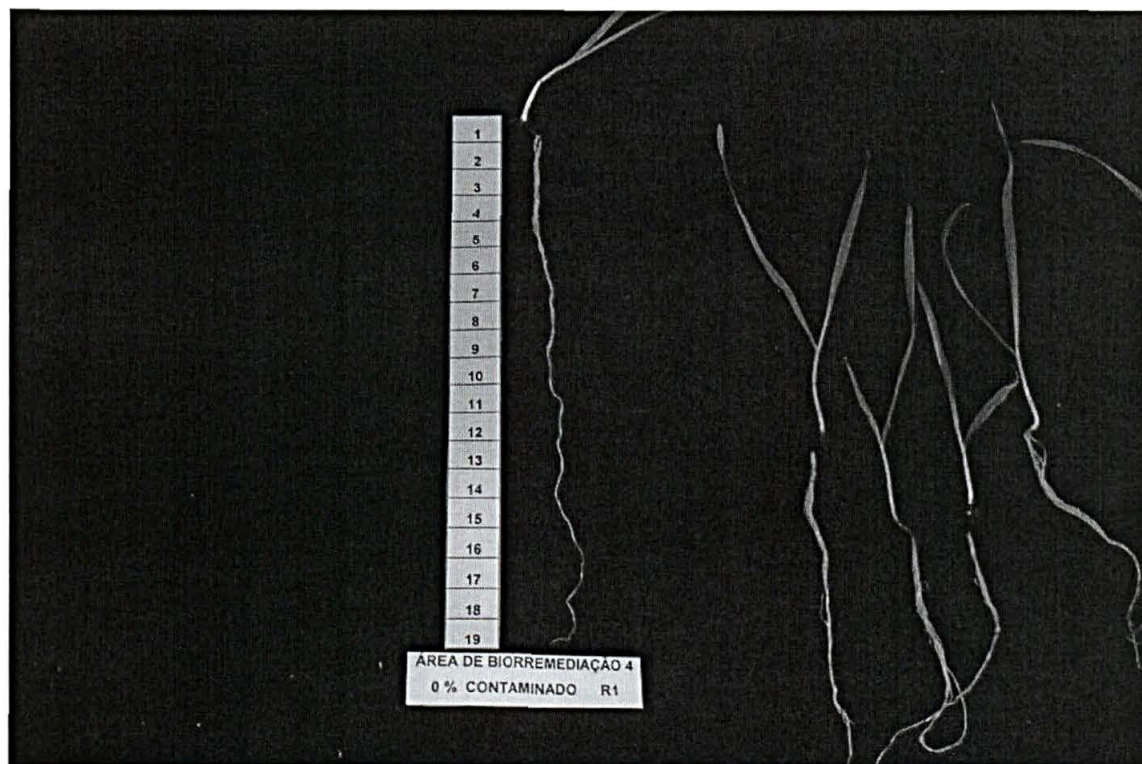


FIGURA 58: "Repetição 2 do Experimento 2 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com Solo Sem Contaminação da Área 4T no Ano de 2000"

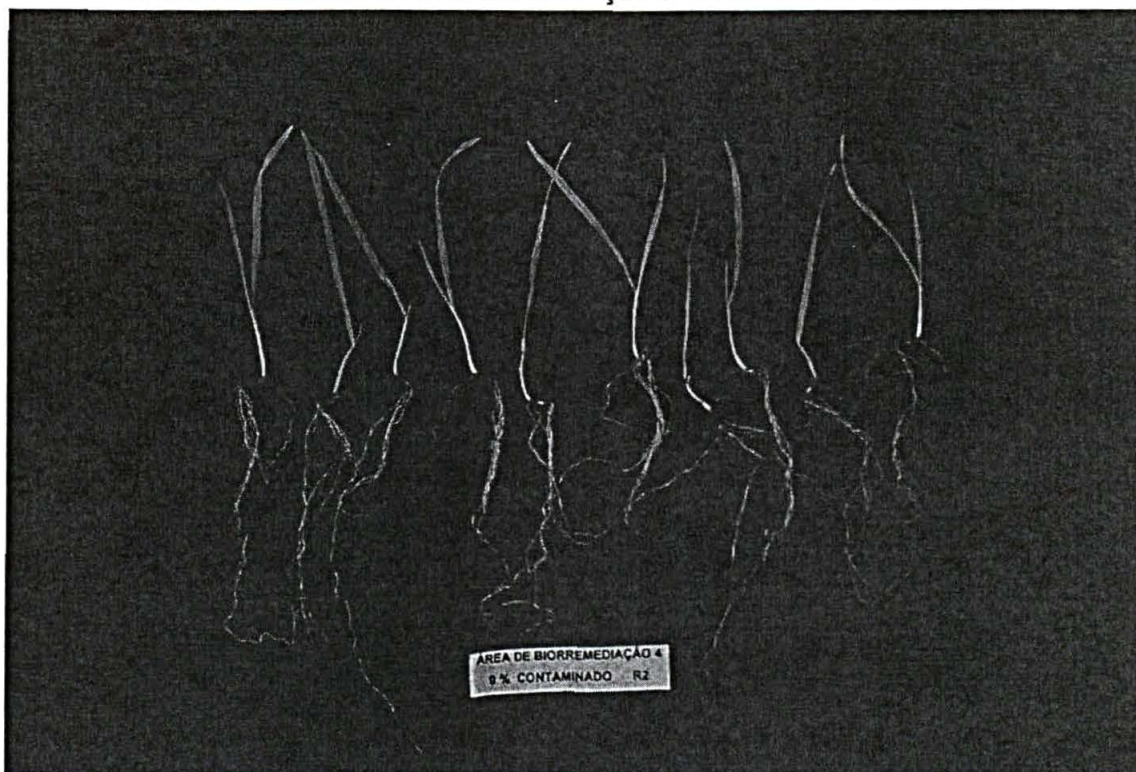


FIGURA 59: "Raízes da *Avena strigosa* L. na Repetição 2 do Experimento 2 Cultivada no Substrato com Solo Sem Contaminação da Área 4T no Ano de 2000"

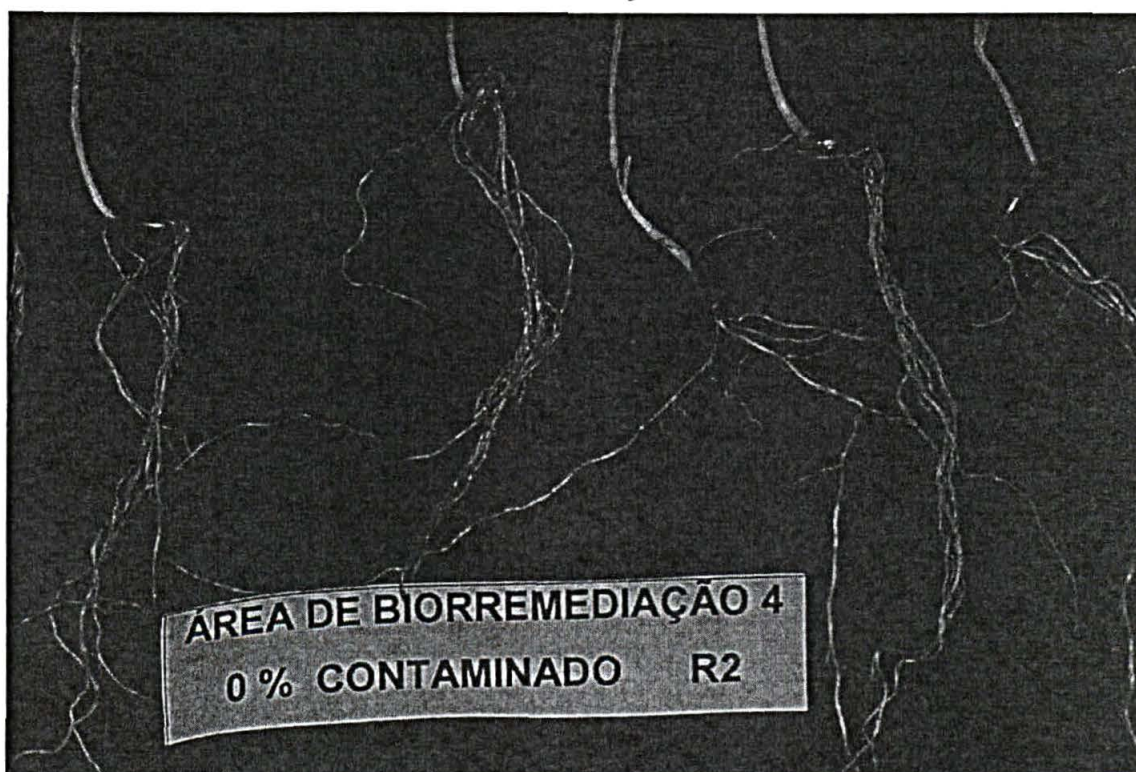


FIGURA 60: "Repetição 3 do Experimento 2 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com Solo Sem Contaminação da Área 4T no Ano de 2000'

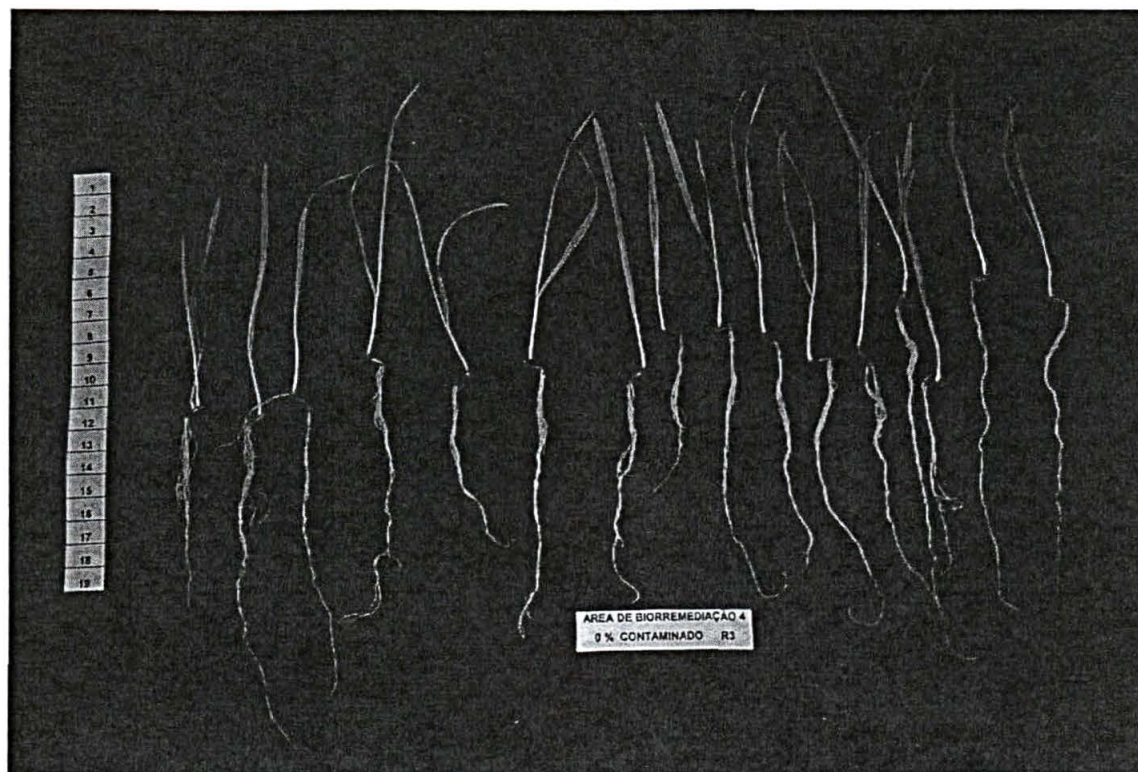


FIGURA 61: "Repetição 1 do Experimento 2 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 25 % do Solo da Área 4 no Ano de 2000"

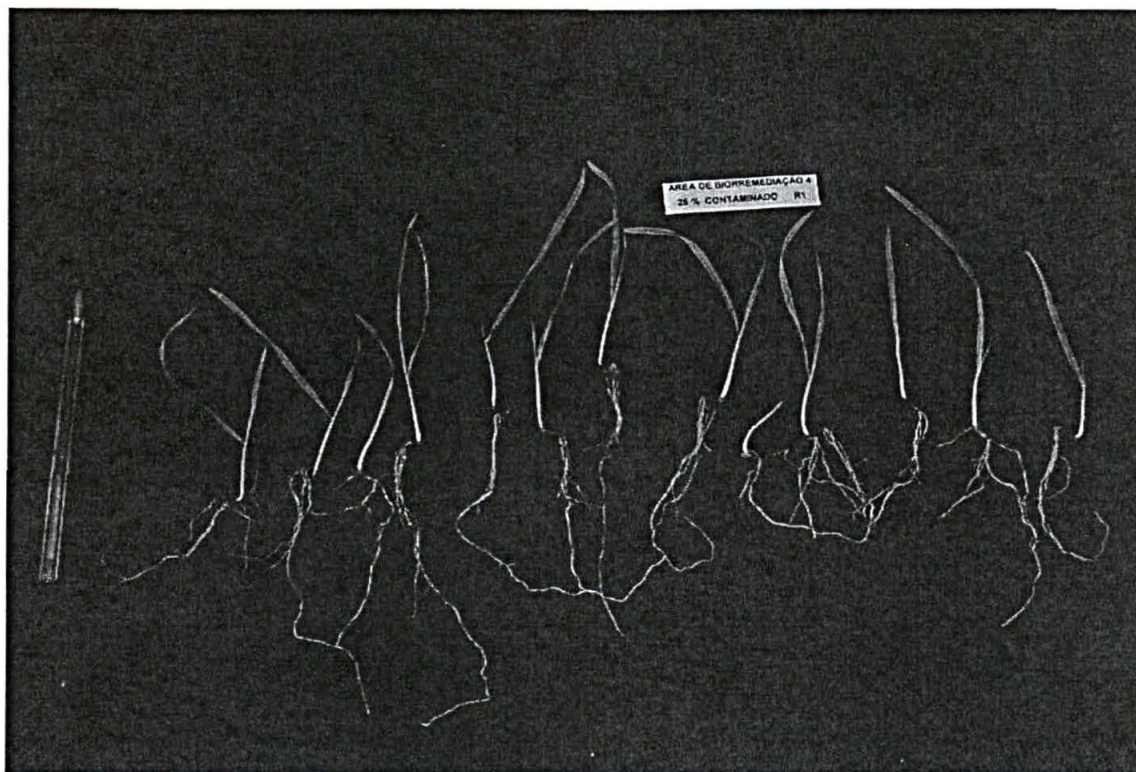


FIGURA 62: "Repetição 2 do Experimento 2 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 25 % do Solo da Área 4 no Ano de 2000"

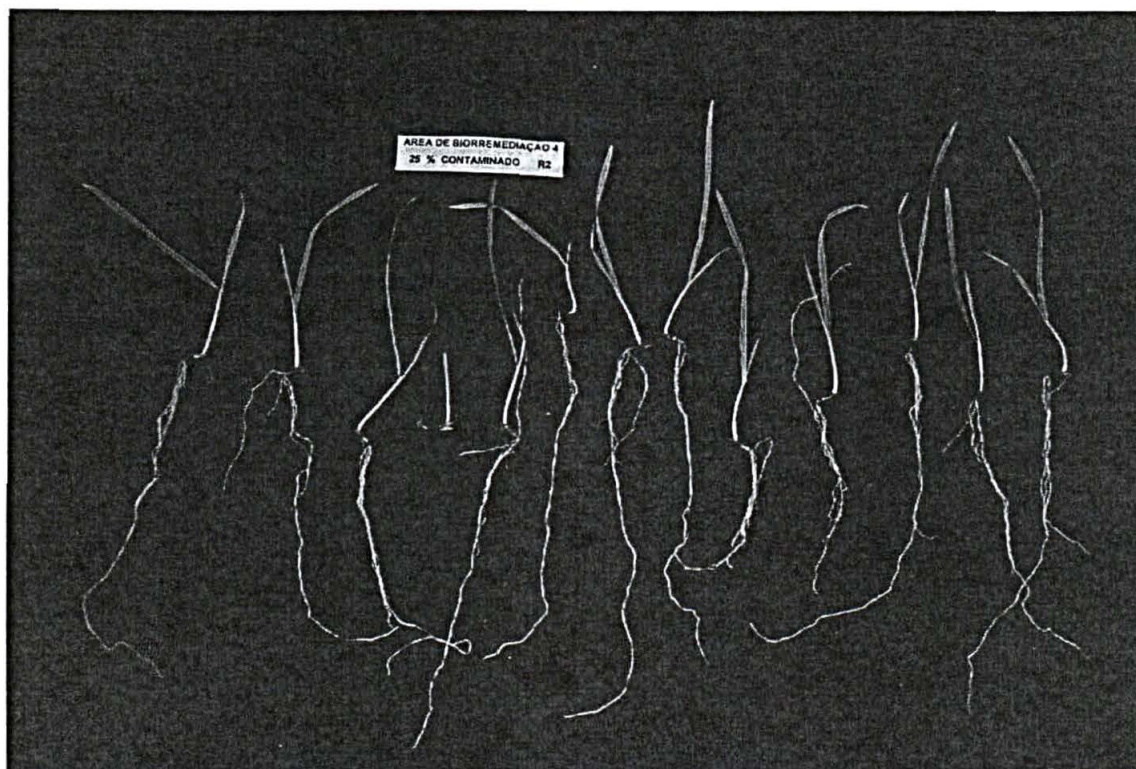


FIGURA 63: "Repetição 3 do Experimento 2 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 25 % do Solo da Área 4 no Ano de 2000"

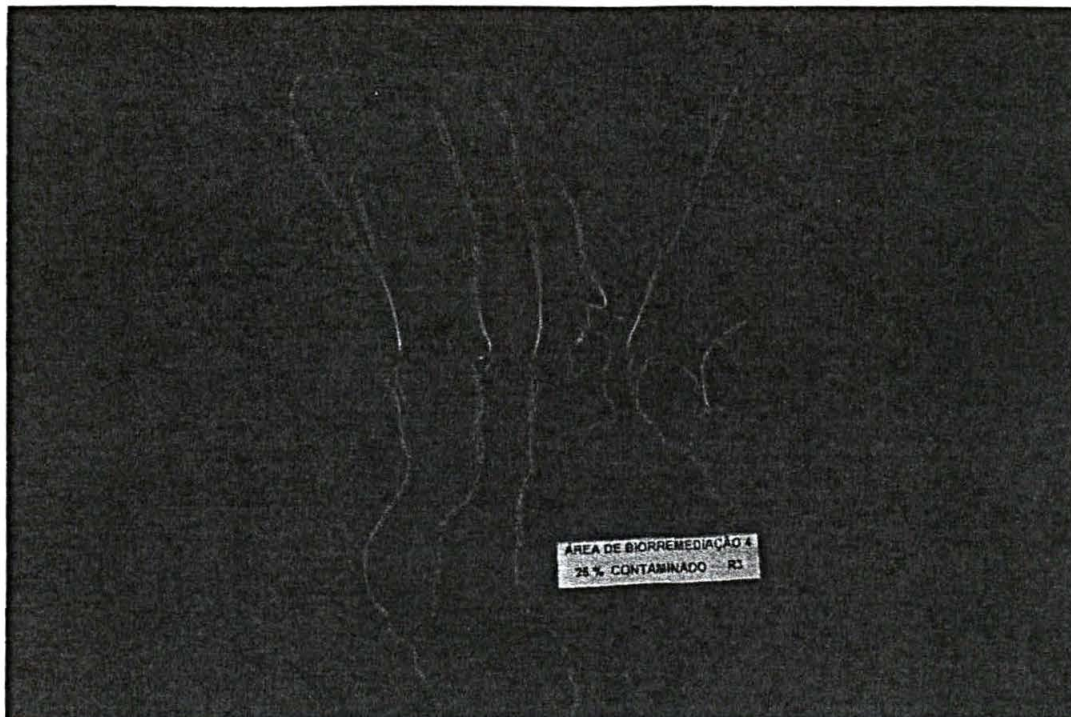


FIGURA 64: "Repetição 4 do Experimento 2 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 25 % do Solo da Área 4 no Ano de 2000"

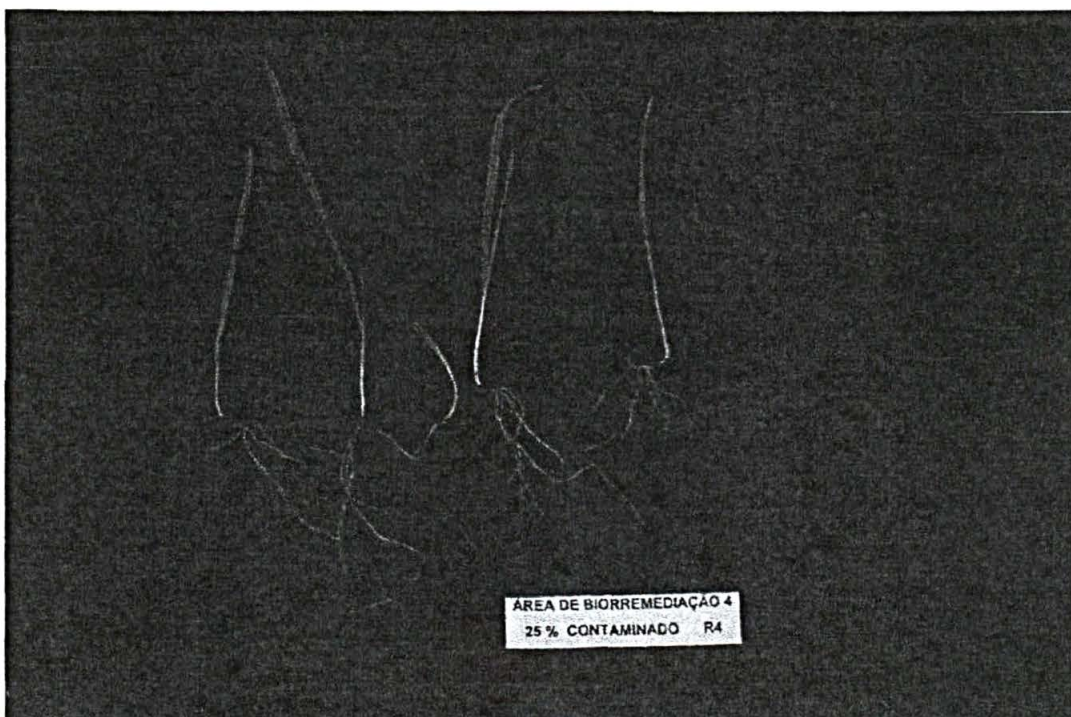


FIGURA 65: "Raízes da *Avena strigosa* L. na Repetição 4 do Experimento 2 Cultivada no Substrato com 25 % do Solo da Área 4 no Ano de 2000"

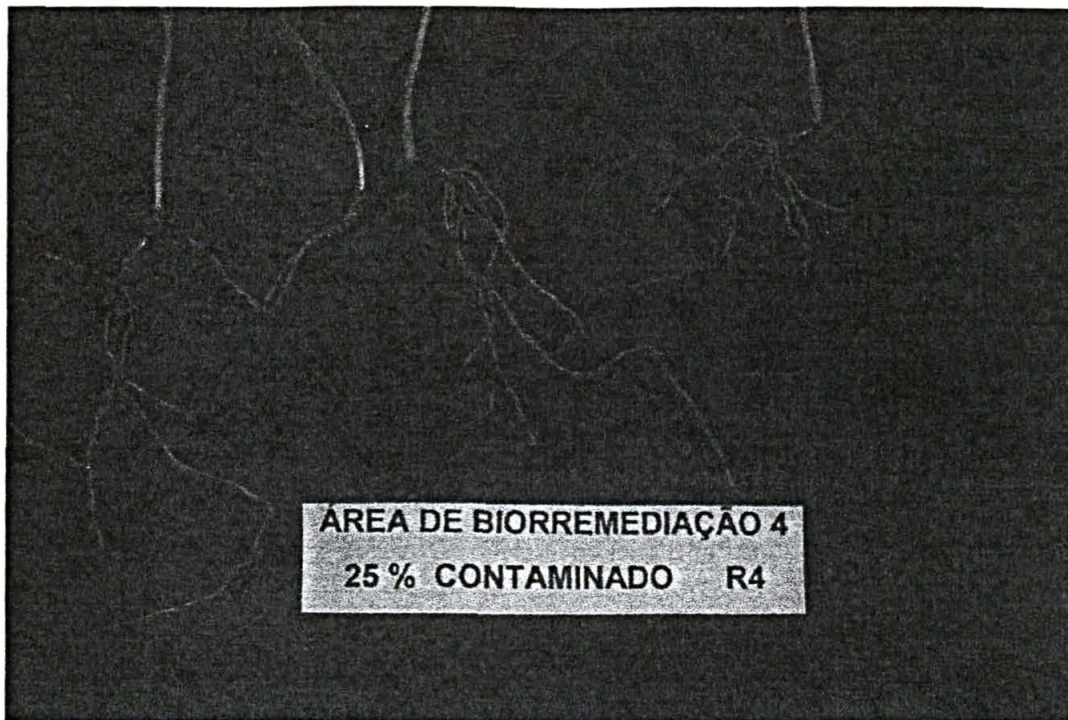


FIGURA 66: "Repetição 1 do Experimento 2 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 50 % do Solo da Área 4 no Ano de 2000"

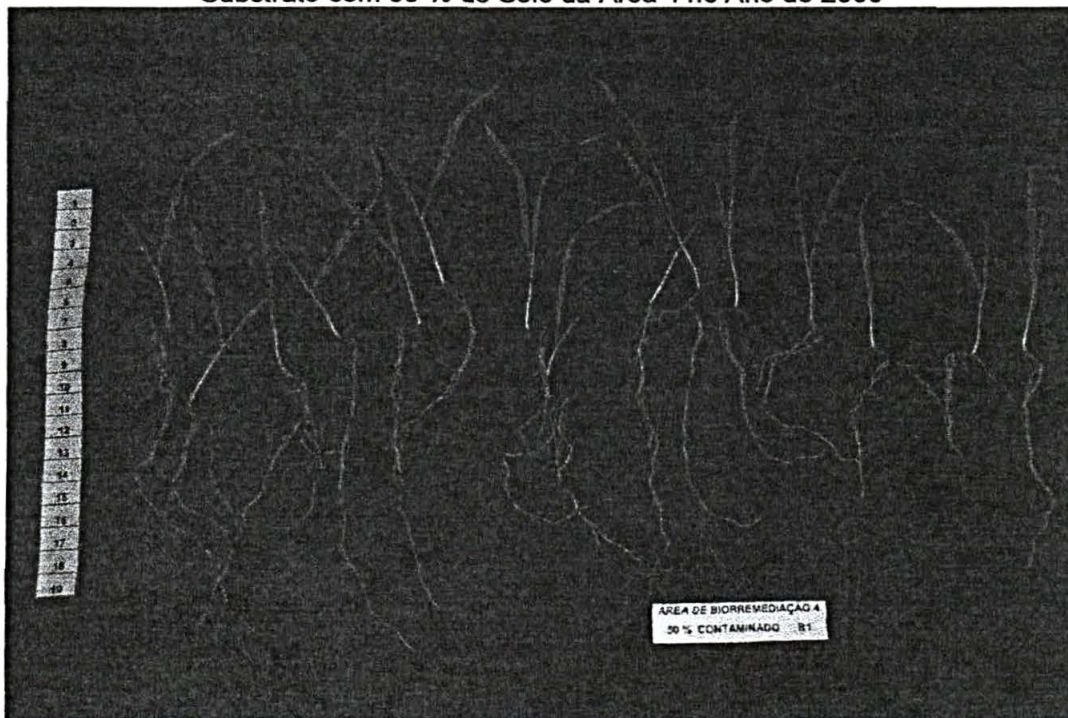


FIGURA 67: "Repetição 2 do Experimento 2 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 50 % do Solo da Área 4 no Ano de 2000"

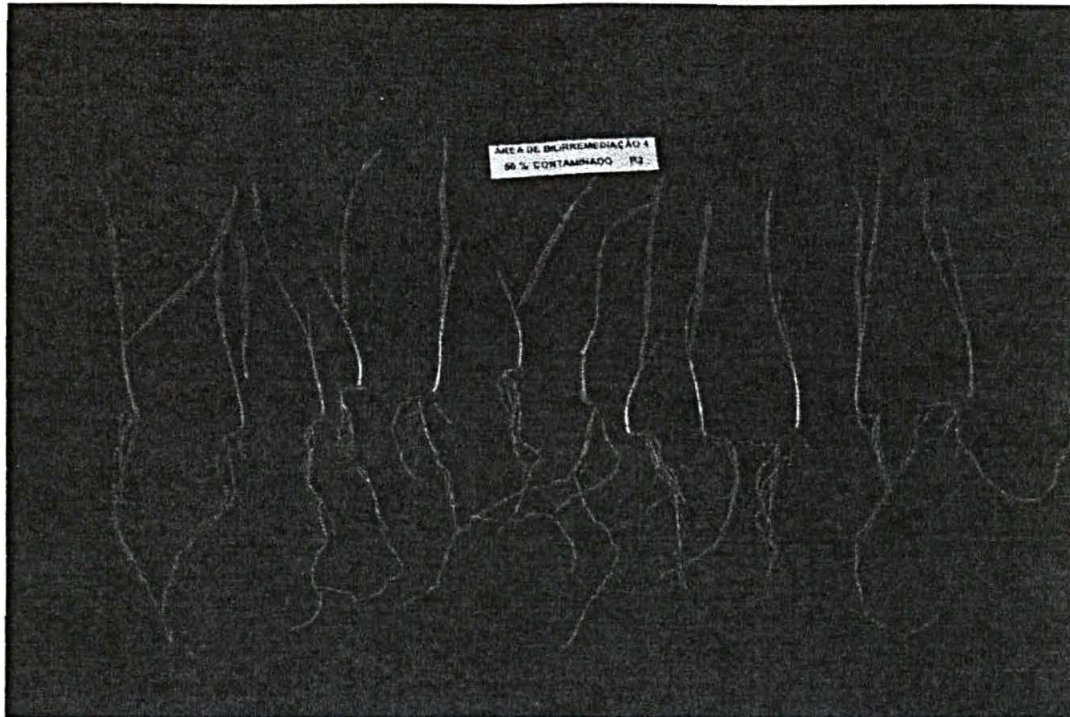


FIGURA 68: "Repetição 3 do Experimento 2 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 50 % do Solo da Área 4 no Ano de 2000"

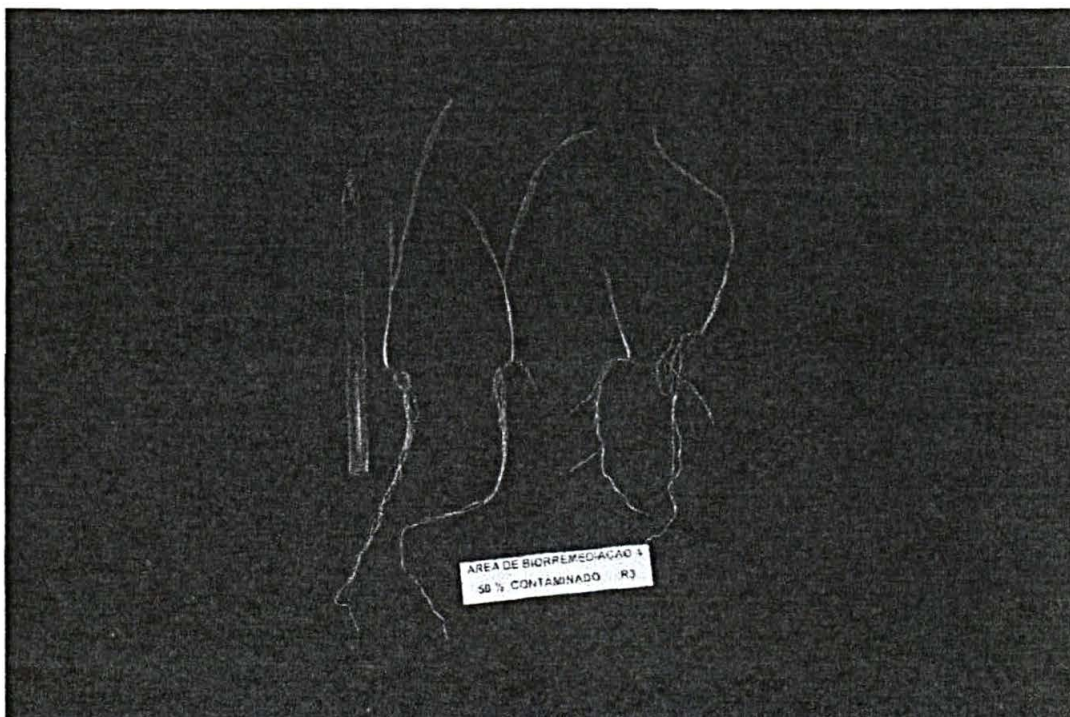


FIGURA 69: "Repetição 4 do Experimento 2 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 50 % do Solo da Área 4 no Ano de 2000"

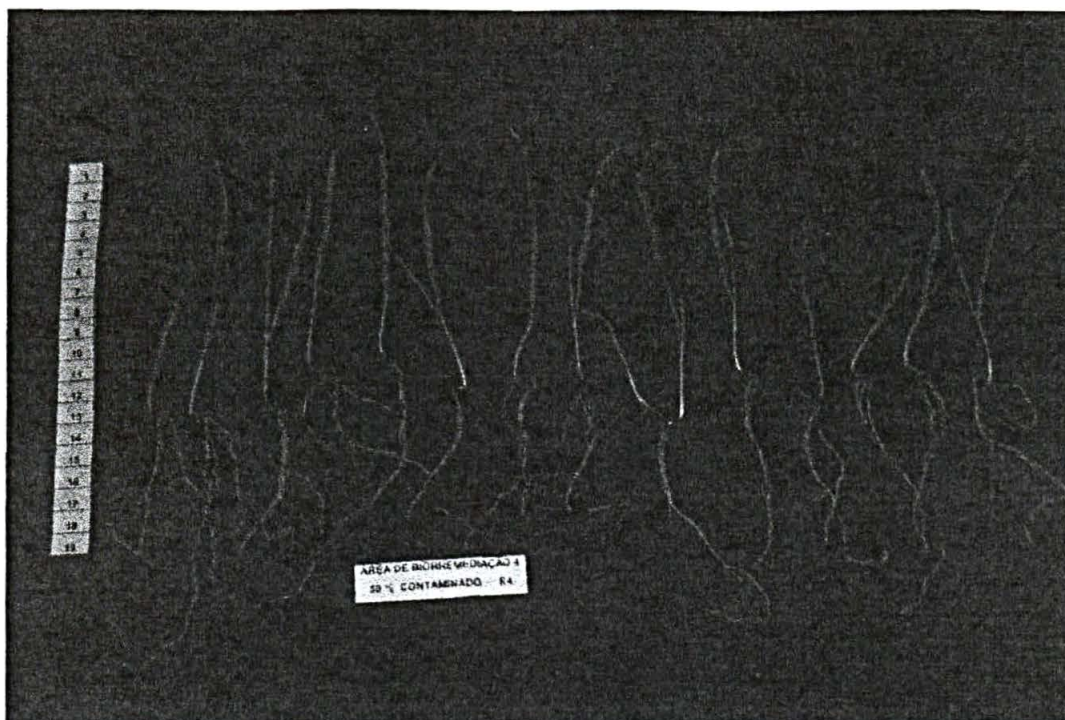


FIGURA 70: "Repetição 2 do Experimento 2 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 75 % de Solo da Área 4 no Ano de 2000"

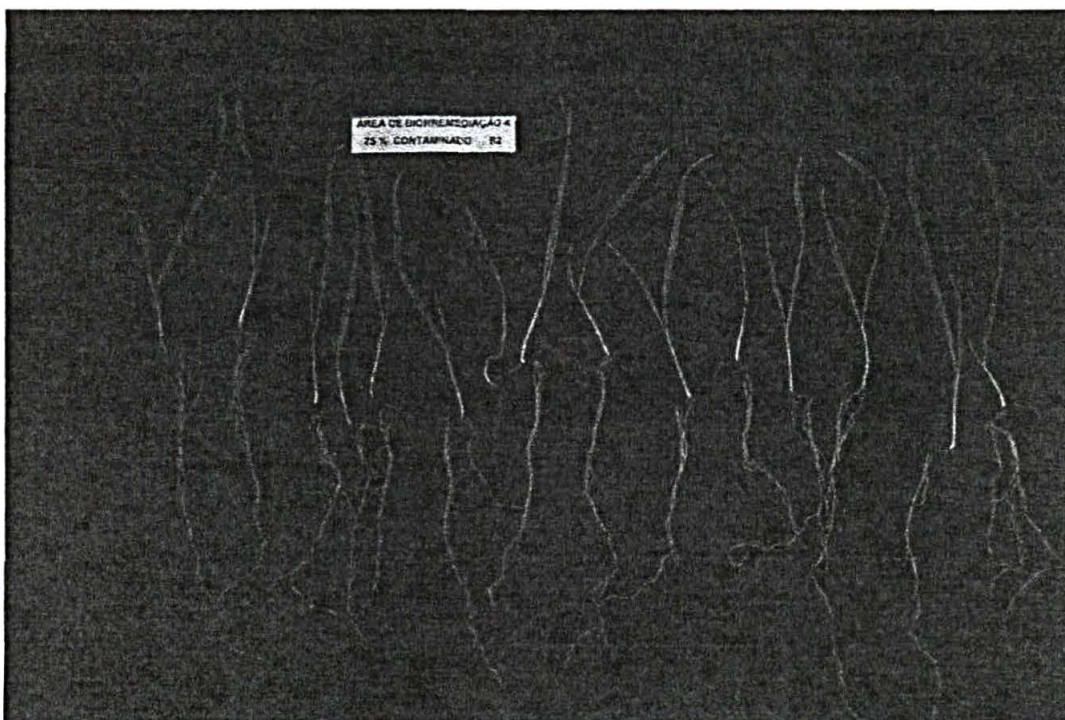


FIGURA 71: "Repetição 4 do Experimento 2 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 75 % de Solo da Área 4 no Ano de 2000'

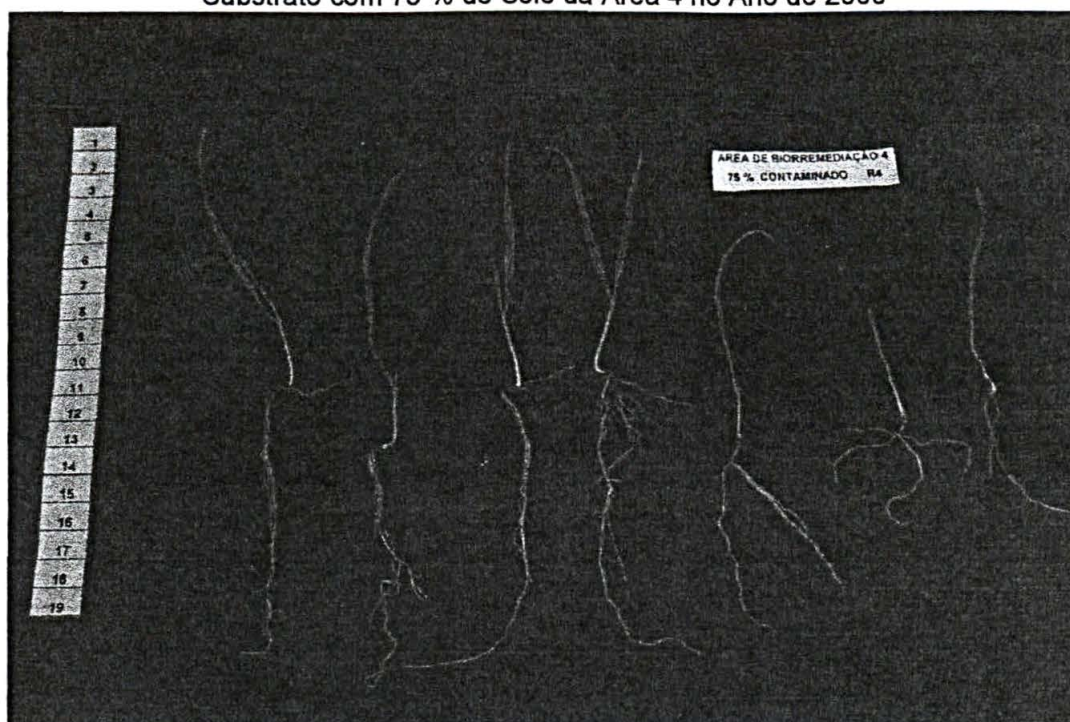


FIGURA 72: "Repetição 1 do Experimento 2 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 100 % do Solo da Área 4 no Ano de 2000

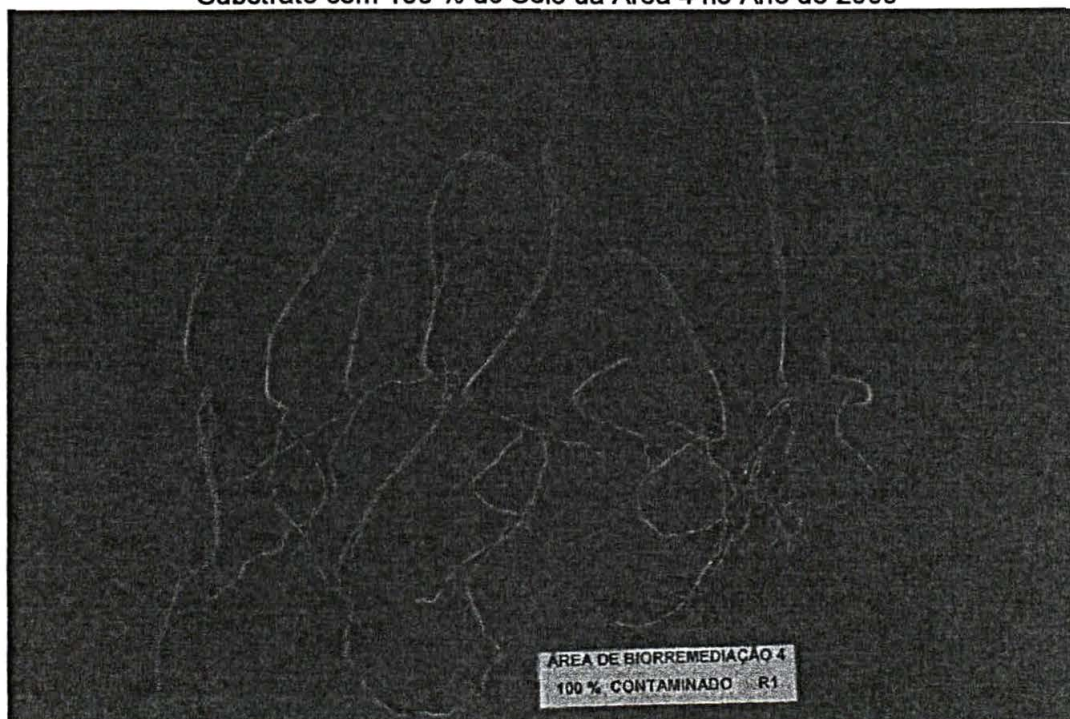


FIGURA 73: "Repetição 3 do Experimento 2 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 100 % do Solo da Área 4 no Ano de 2000"

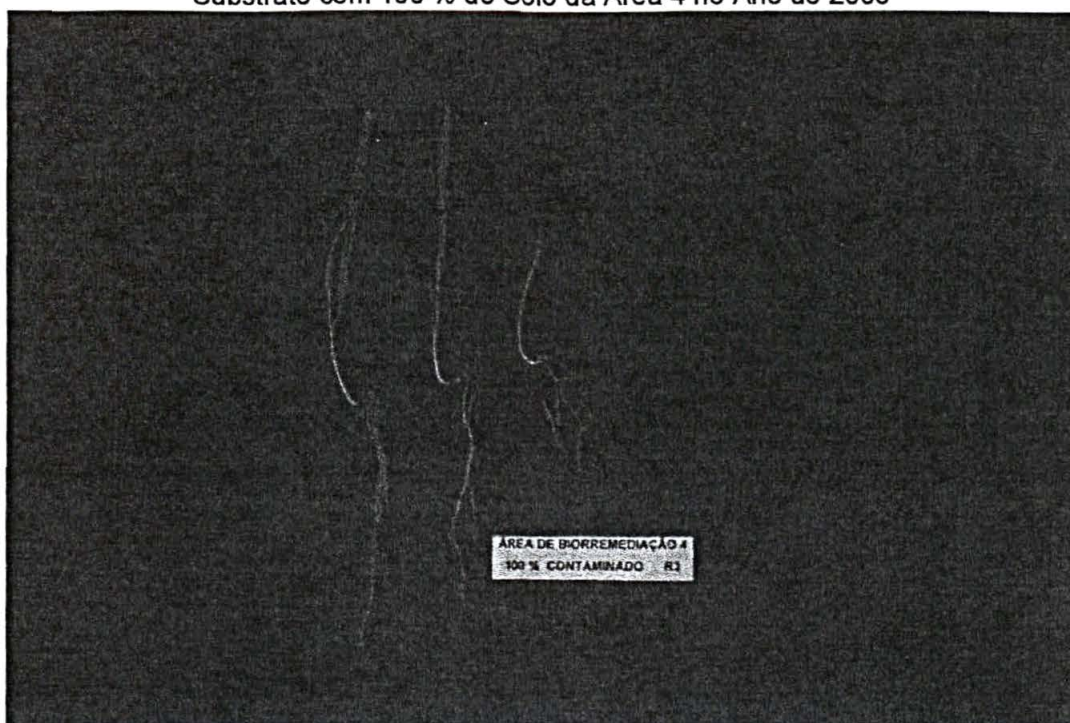


FIGURA 74: "Repetição 4 do Experimento 2 da *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com 100 % do Solo da Área 4 no Ano de 2000"

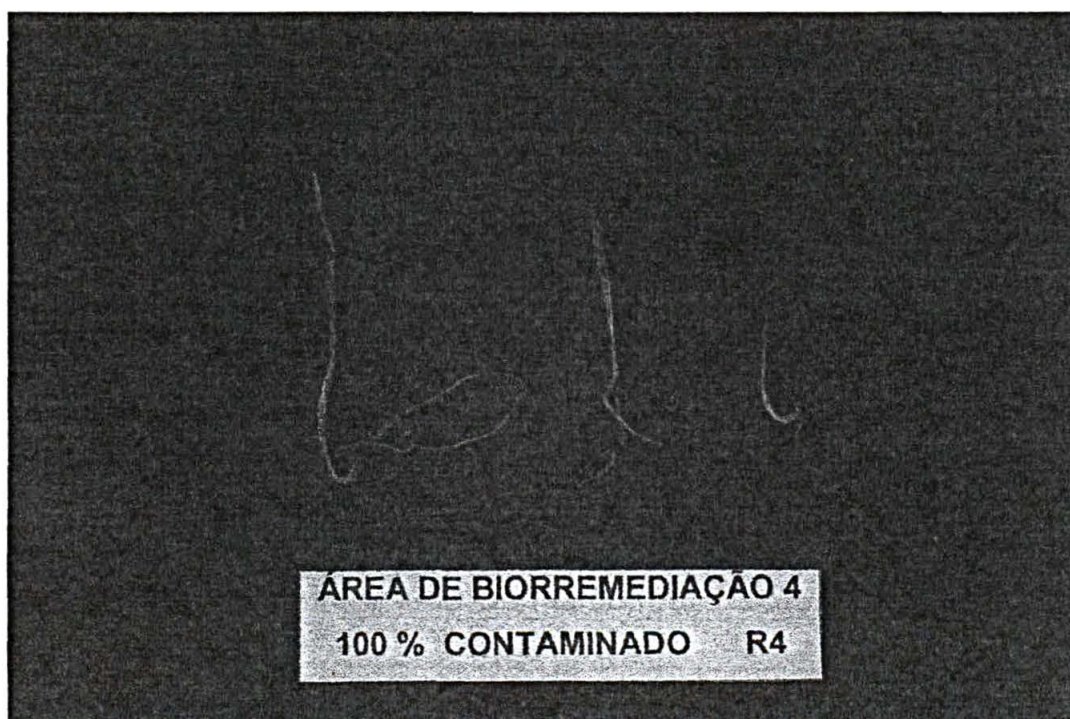


FIGURA 75: "Repetição 1 do Experimento com a *Avena strigosa* L. Cultivada no Substrato com Solo Sem Contaminação da Área 4T no Ano de 2000"

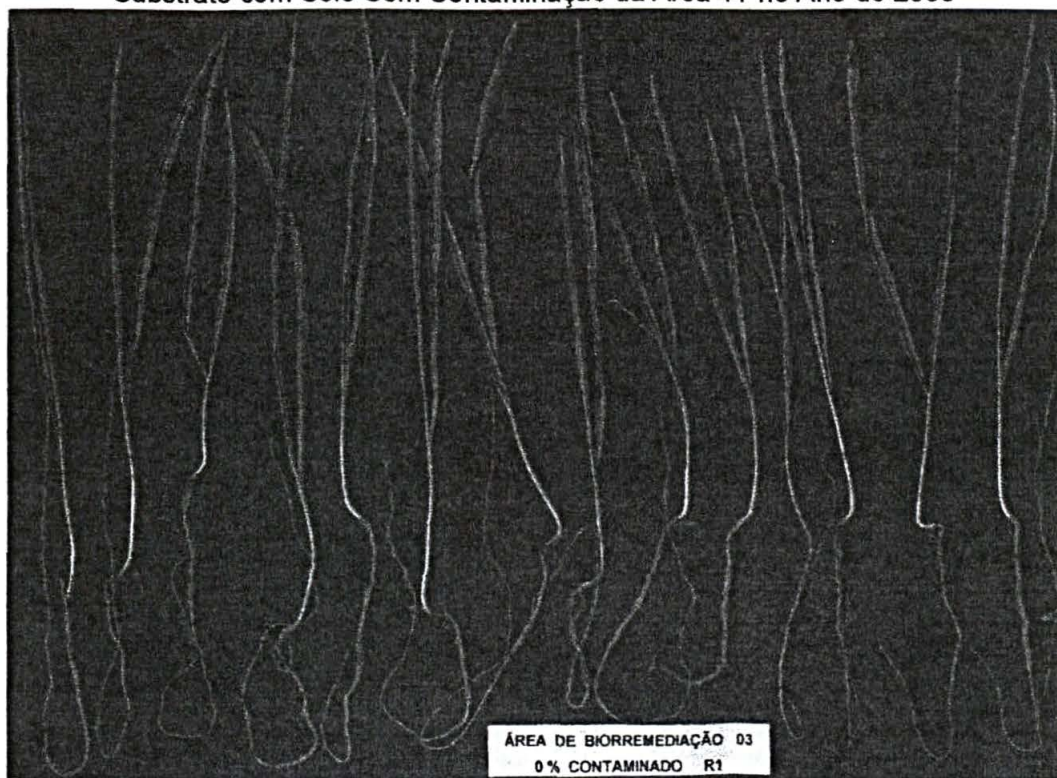


FIGURA 76: "Repetição 1 do Experimento com a *Avena strigosa* L. Cultivada em Substrato com 25 % de Solo da Área 3 no Ano de 2000"

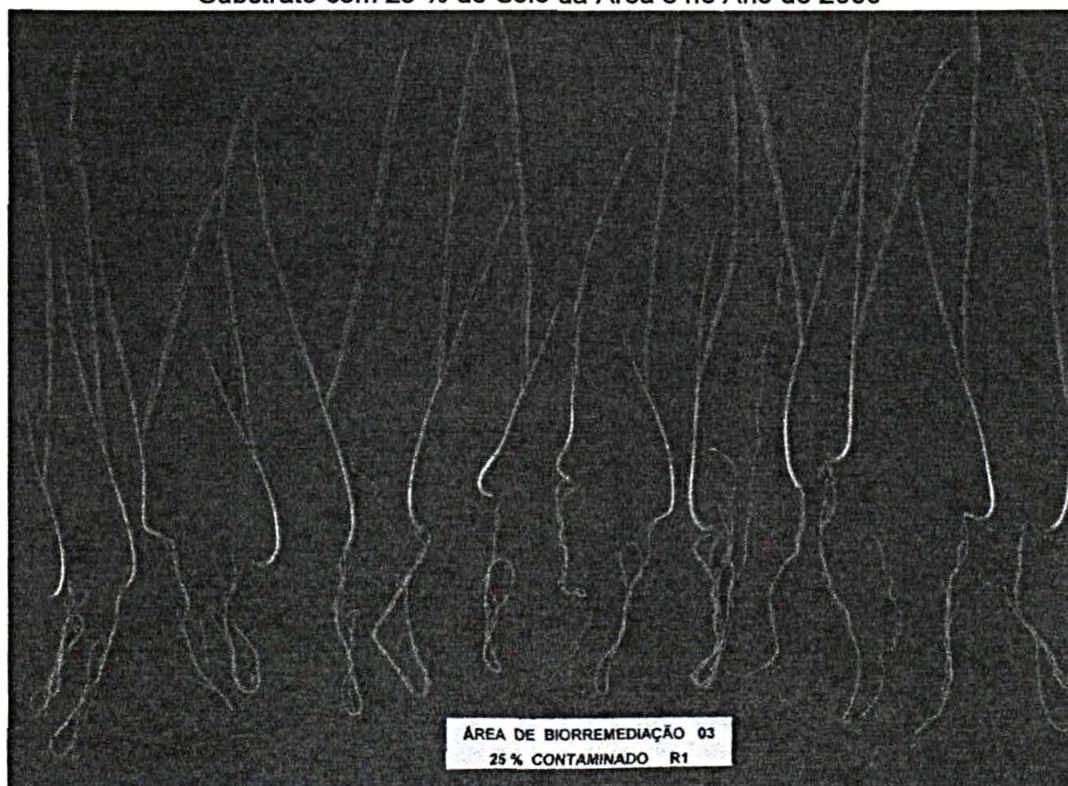


FIGURA 77: "Repetição 2 do Experimento com a *Avena strigosa* L. Cultivada em Substrato com 25 % de Solo da Área 3 no Ano de 2000"

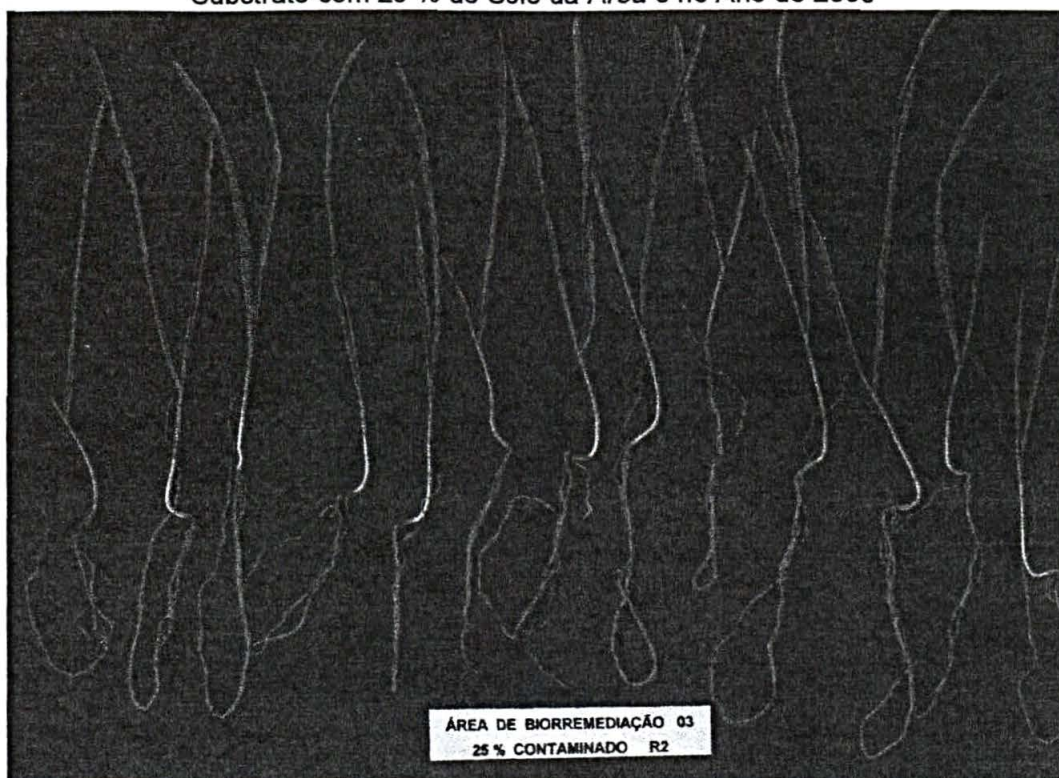


FIGURA 78: "Repetição 3 do Experimento com a *Avena strigosa* L. Cultivada em Substrato com 25 % de Solo da Área 3 no Ano de 2000"



FIGURA 79: "Repetição 4 do Experimento com a *Avena strigosa* L. Cultivada em Substrato com 25 % de Solo da Área 3 no Ano de 2000"

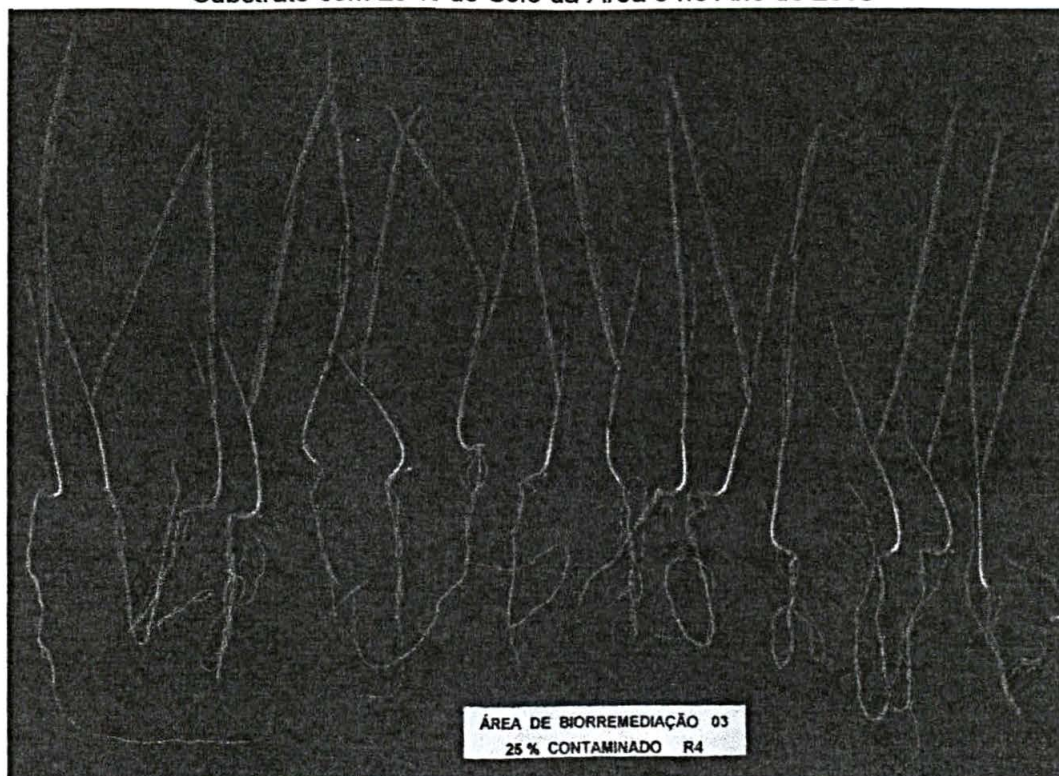


FIGURA 80: "Repetição 1 do Experimento com a *Avena strigosa* L. Cultivada em Substrato com 50 % de Solo da Área 3 no Ano de 2000"

FIGURA 81: "Repetição 2 do Experimento com a *Avena strigosa* L. Cultivada em Substrato com 50 % de Solo da Área 3 no Ano de 2000"

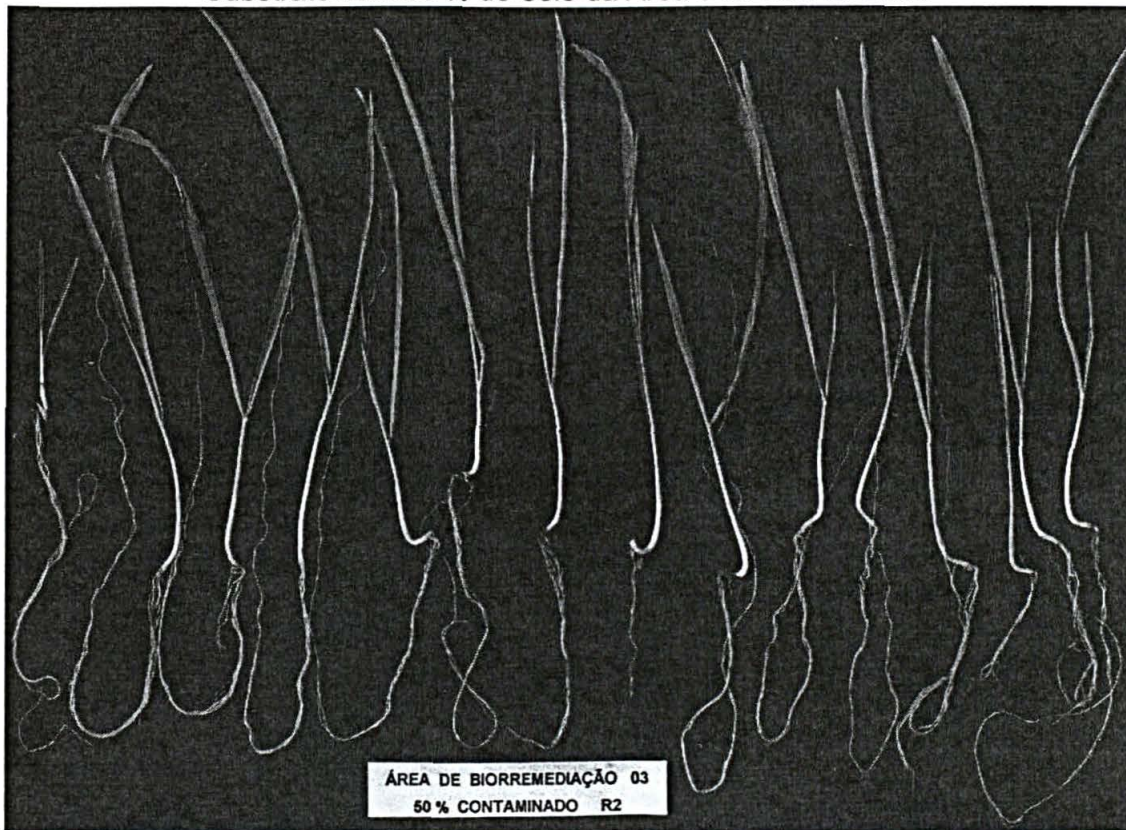


FIGURA 82: "Repetição 3 do Experimento com a *Avena strigosa* L. Cultivada em Substrato com 50 % de Solo da Área 3 no Ano de 2000"

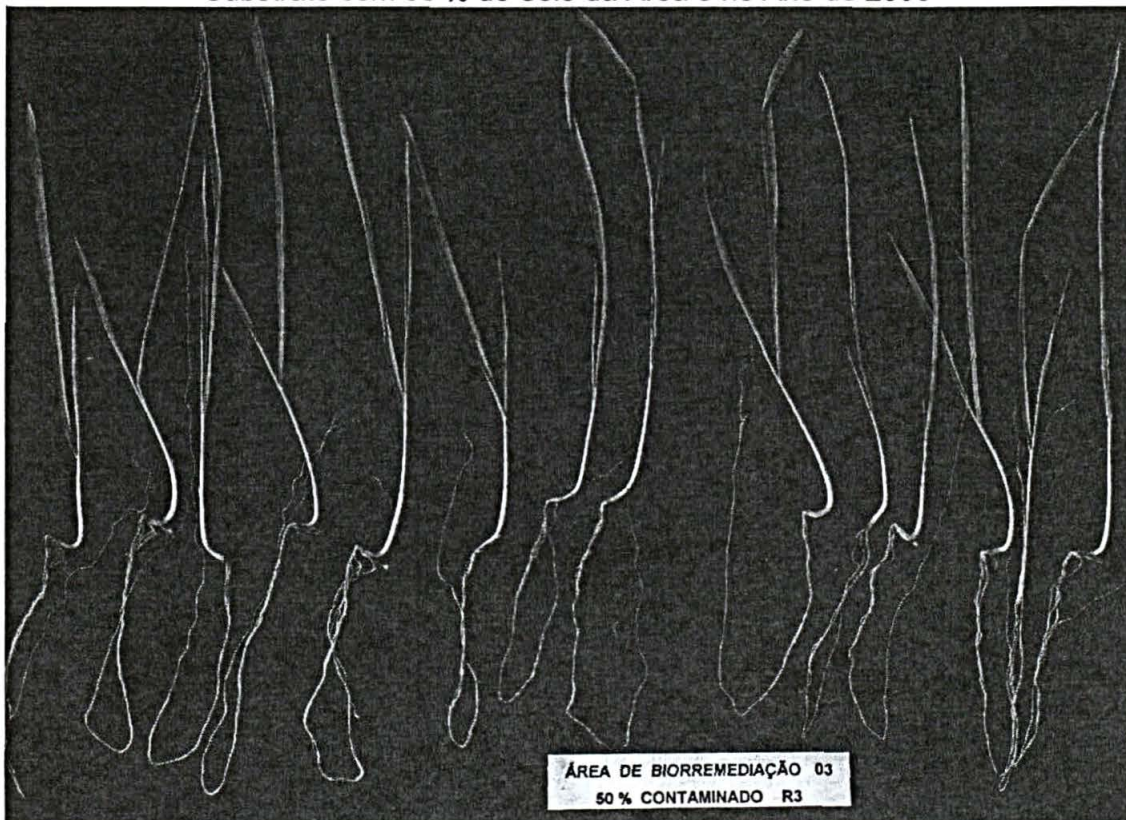


FIGURA 83: "Repetição 4 do Experimento com a *Avena strigosa* L. Cultivada em Substrato com 50 % de Solo da Área 3 no Ano de 2000"

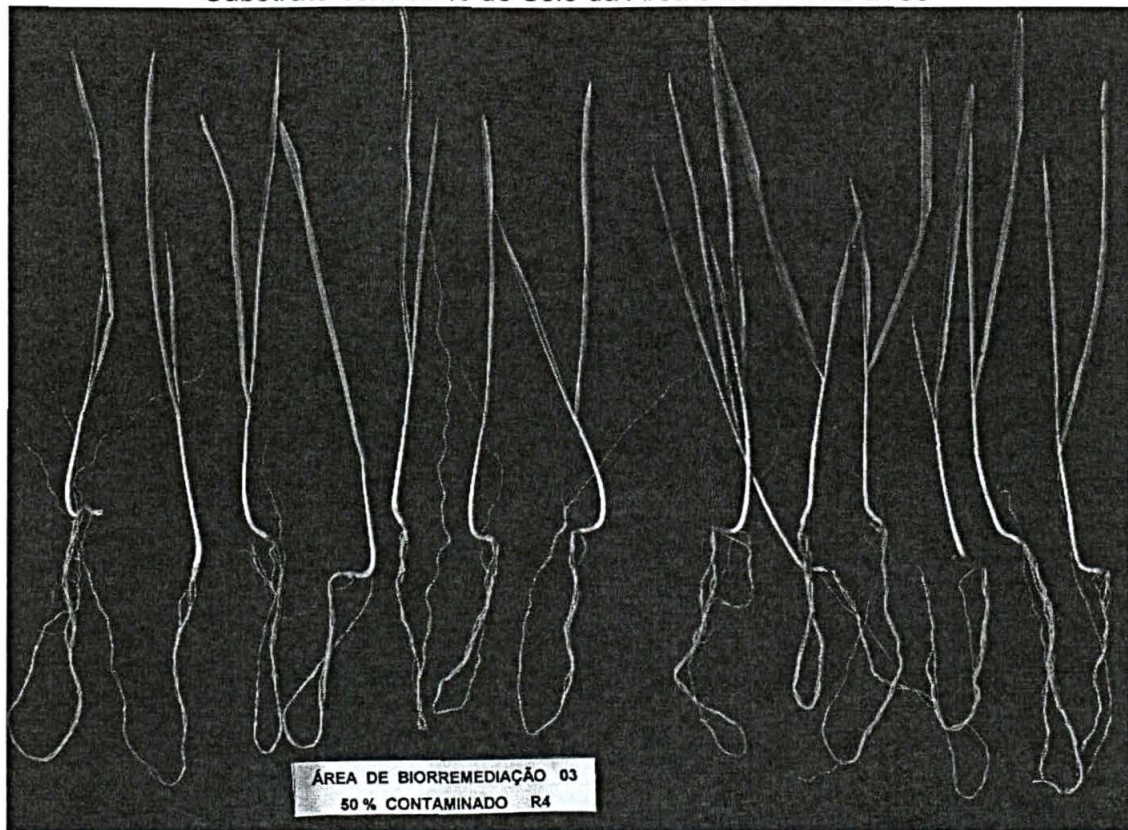


FIGURA 84: "Repetição 1 do Experimento com a *Avena strigosa* L. Cultivada em Substrato com 75 % de Solo da Área 3 no Ano de 2000"

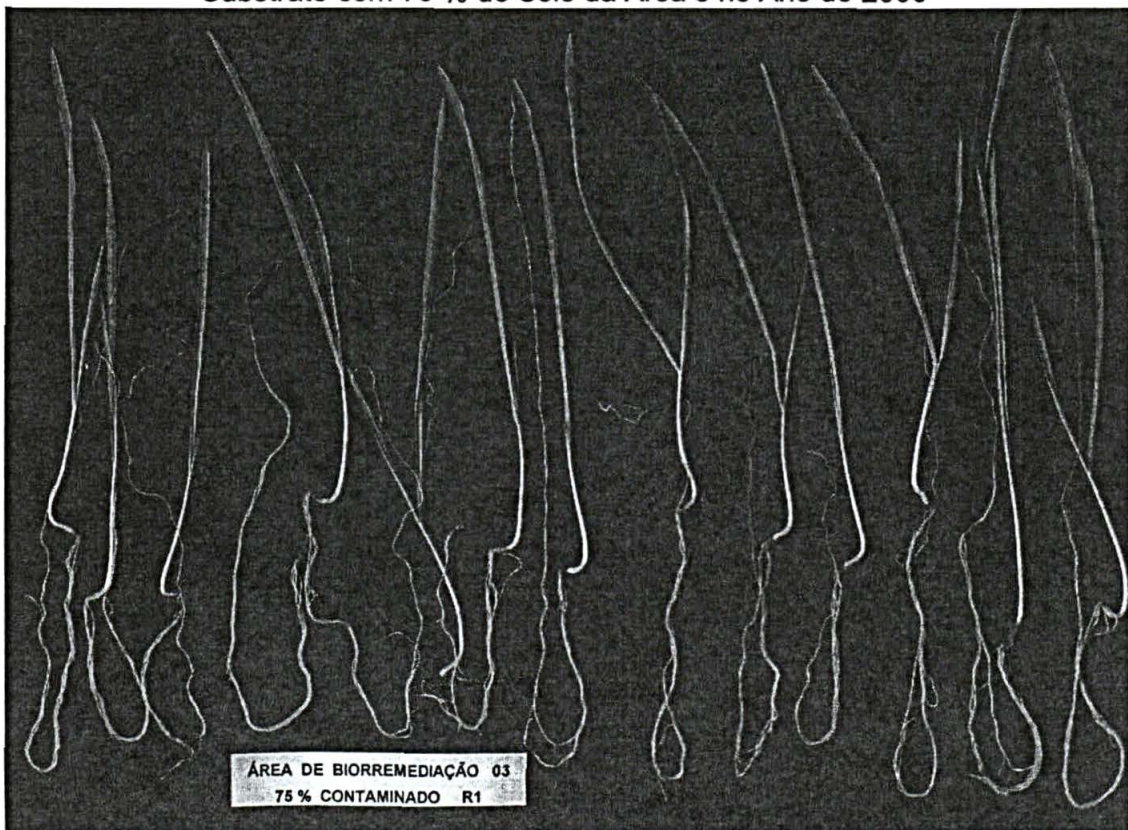


FIGURA 85: "Repetição 2 do Experimento com a *Avena strigosa* L. Cultivada em Substrato com 75 % de Solo da Área 3 no Ano de 2000"

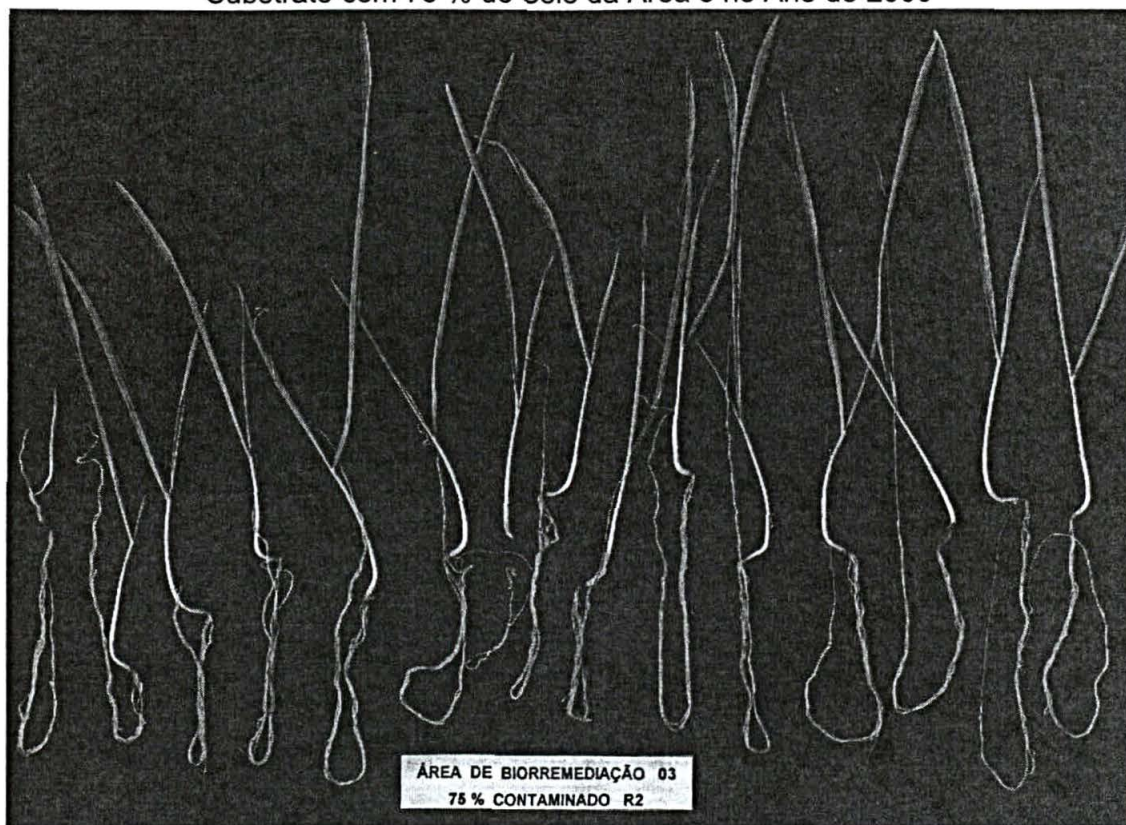


FIGURA 86: "Repetição 3 do Experimento com a *Avena strigosa* L. Cultivada em Substrato com 75 % de Solo da Área 3 no Ano de 2000"

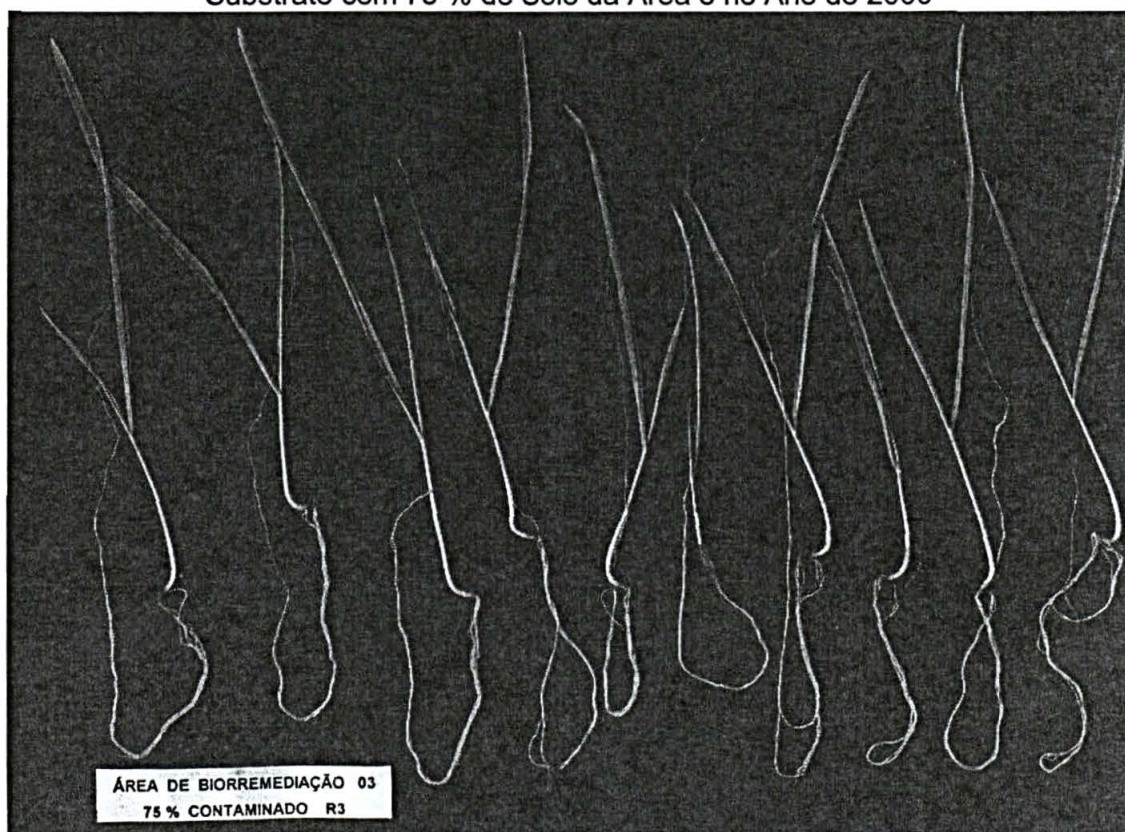


FIGURA 87: "Repetição 4 do Experimento com a *Avena strigosa* L. Cultivada em Substrato com 75 % de Solo da Área 3 no Ano de 2000"

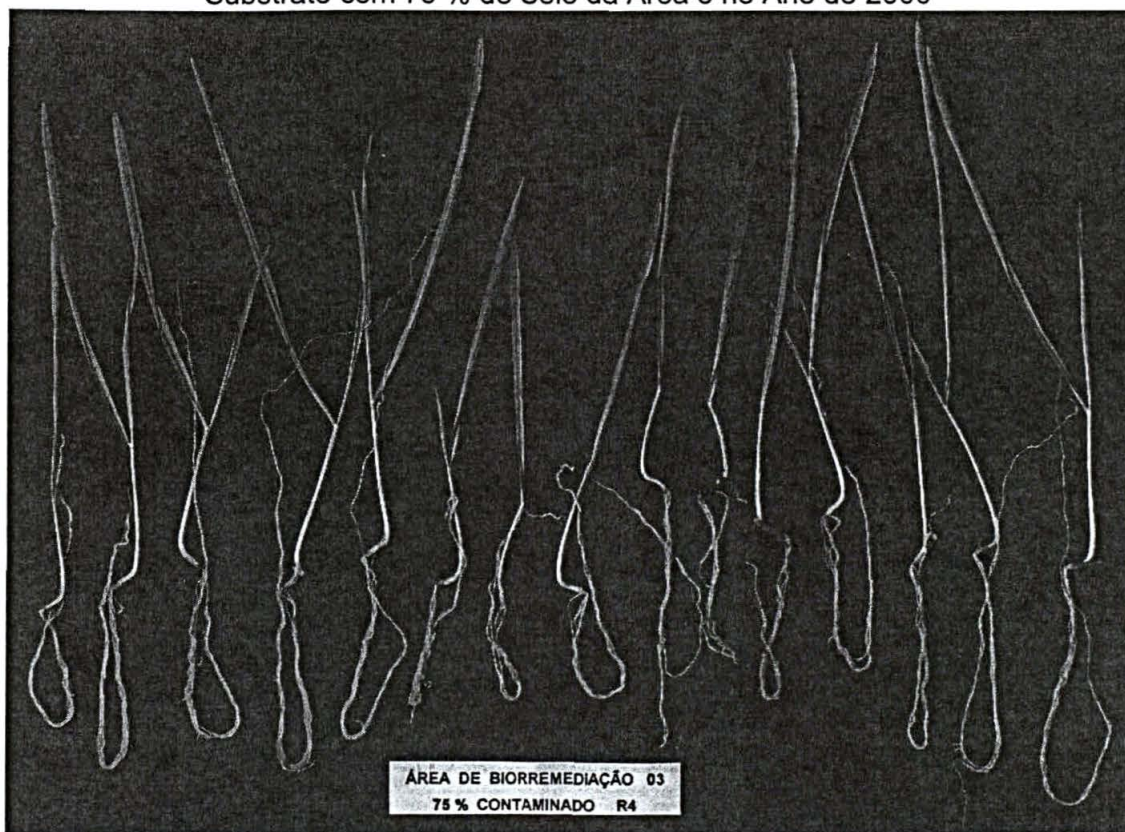


FIGURA 88: "Repetição 1 do Experimento com a *Avena strigosa* L. Cultivada em Substrato com 100 % de Solo da Área 3 no Ano de 2000"

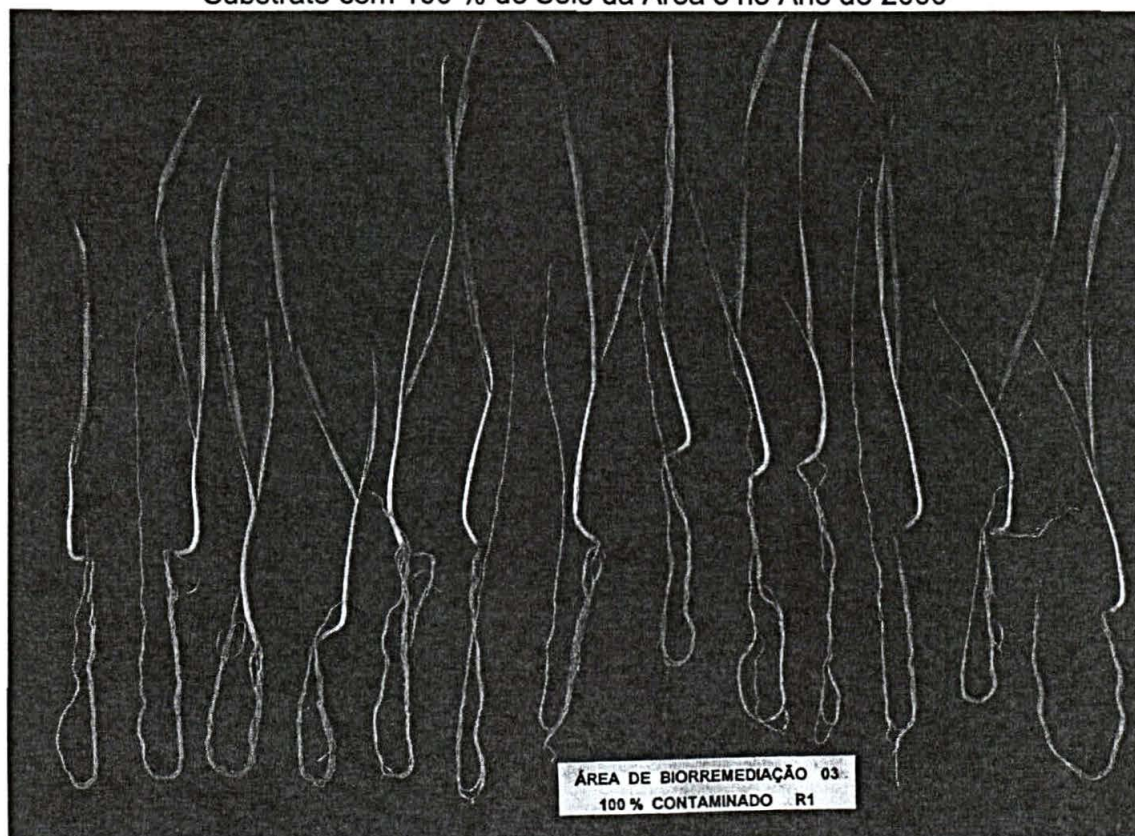


FIGURA 89: "Repetição 2 do Experimento com a *Avena strigosa* L. Cultivada em Substrato com 100 % de Solo da Área 3 no Ano de 2000"

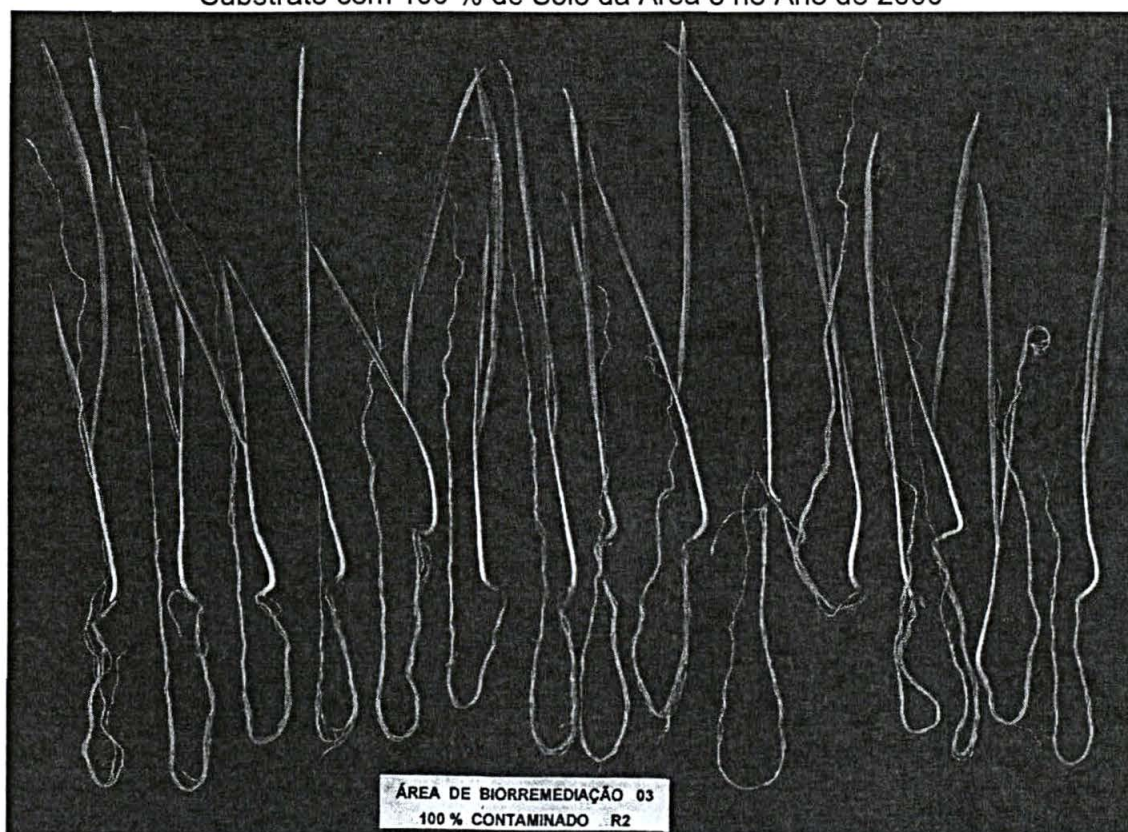


FIGURA 90: "Repetição 3 do Experimento com a *Avena strigosa* L. Cultivada em Substrato com 100 % de Solo da Área 3 no Ano de 2000"

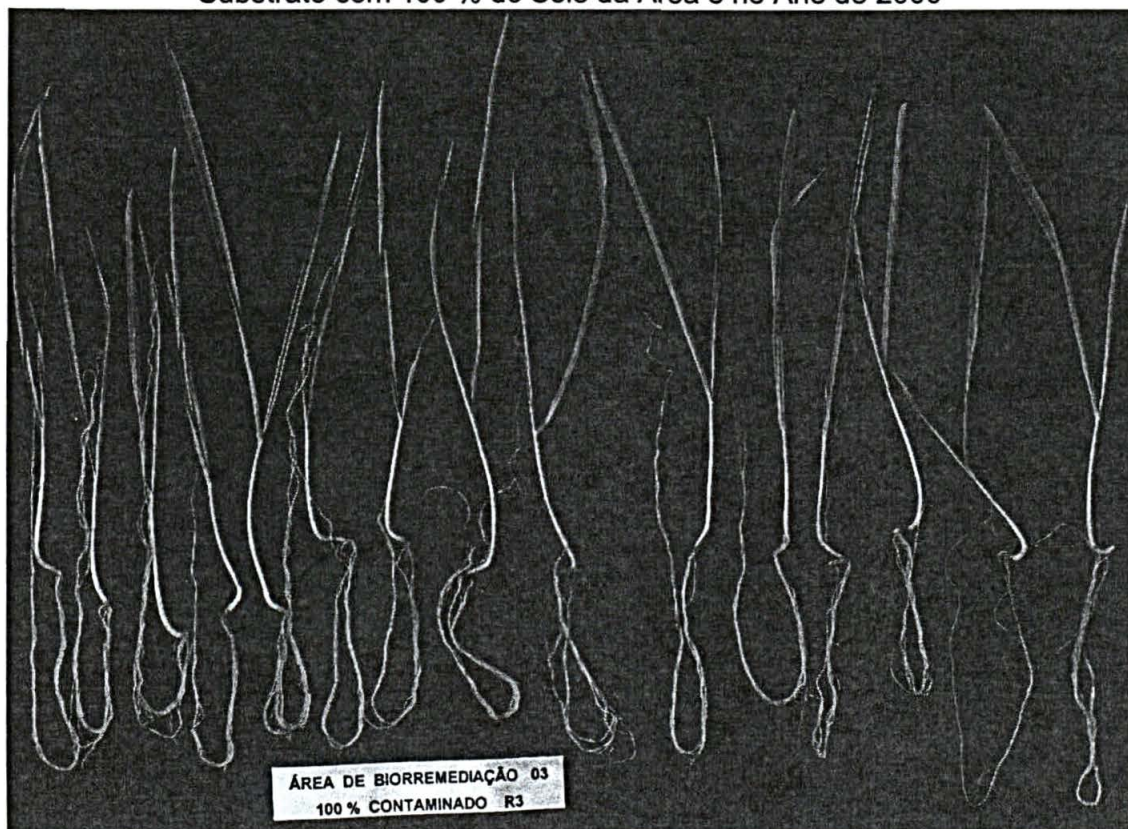
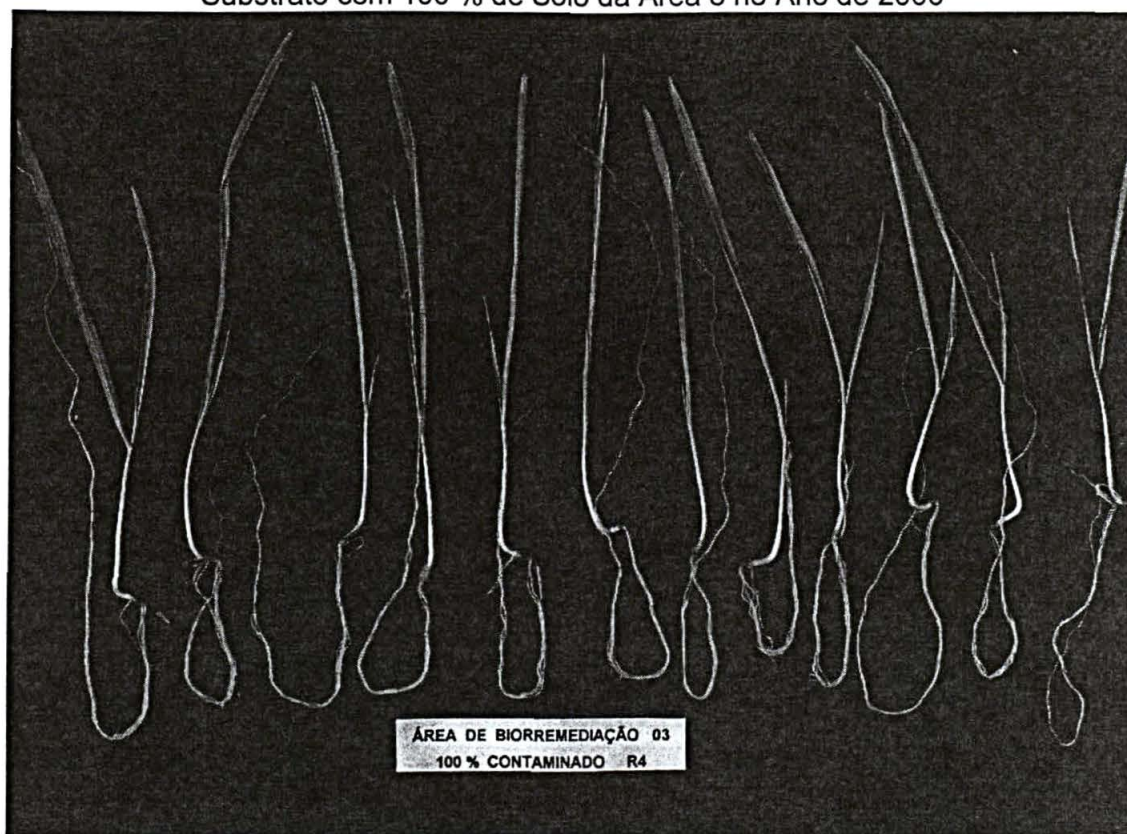


FIGURA 91: "Repetição 4 do Experimento com a *Avena strigosa* L. Cultivada em Substrato com 100 % de Solo da Área 3 no Ano de 2000"



7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEXANDER, M. Introdução a la microbiologia del suelo. 2. Edición. Planta Alta, México: libros y editoriales, 1980.
- ANDERSON, D.W. 1979. Processes of humus formation and transformation in soils of the canadian great plains. J. Soil Sci. 30: 77 - 84.
- ANTONOVICS, J.; BRADSHAW, A. D.; TURNER, R.S. Heavy metal tolerance in plants. Adv. In Ecol. Res., London, v.7, p. 1-85, 1971.
- ARAUCÁRIA, PREFEITURA DO MUNICÍPIO. Dados do município de Araucária – Secretaria Municipal de Planejamento. Documento interno. 1995.
- ARNON, D.I.; STOUT, P.R. Molybdenum as a essential element for green plants. Nature, London, v. 172, p. 599-602, 1939.
- ASSOCIACAO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Resíduos Sólidos, NBR 10004. Rio de Janeiro. 1987.
- ASCHMANN, S.G.; McINTOSH, M.S.; ANGLE, J.S; HILL, R.L. et al. Nitrogen status of forest floor, soils and vegetation following municipal wastewater sludge application. Journal of Environmental Quality. Pearl Harbour, HI, v. 19, n. 4, p. 687- 694, 1990. CD: CAB: 0F Forestry-Abstracts, 1992, ref. 053-03903. Resumo.
- ATLAS, R.M.; BARTHA, R. Microbial Ecology, Fundamentals and applications. Addison-Wesley, Reading, Mass. 1981.
- BARBIER, D., PERRINE, D., DUHAMEL, C., et. al. Parasitic Hazard with sewage sludge applied to land. Applied and Environmental Microbiology, v. 56, p. 1420-1422, 1990.
- BARTHA, R.; RUTGERS, Univ.; BRUNWICH. New. Land Treatment: Biodegradative. UNESCO-PNDU-CETESB, São Paulo , nov. 1986.
- BAUMEISTER, W.; ERNEST, W. Mineralstoffe und Pflanzenwachstum. 3. Aufl. New York : G. Fischer, 1978. 416 p.
- BEWLEY, R. J. F. Bioremediation of contaminated ground. In: RESS, J. F. Contaminated land treatment technologies. Barking, UK : Elsevier Science Publishers, 1992. p. 270-284.

- BEWLEY, R. J.F.; Bioremediation of contaminated ground. Contaminated land treatment technologies. Papers presented at na international conference. Barking, uk; Elsevier Science Publishers. London, p. 270-284, 1992.
- BOLLAG, J.M., MERTZ, T., OTJEN, L. 1994. Role of microorganisms in soil biorremediation. In: Bioremediation Through Rhizosphere Technology. American Chemical Society. 2-10.
- BOSSERT, I. E BARTHA, R. 1984. The fate of petroleum in soil ecosystems. In: Petroleum Microbiology, ed. R. M. Atlas. Macmillan Co., New York, pp. 435 – 476.
- BOSSERT, I., KACHEL, W.M., BARTHA, R. 1984. Fate of hydrocarbons during oily sludge disposal in soil. In: Apllied and Environmental Microbiology. 47(4): 763 – 767.
- BRANCO, S.M. Hidrologia Aplicada a Engenharia Sanitária. São Paulo : Convênio CETESB ASCETESB, 1986.
- BROWN, K.C; DONNELLY, K.C; DEUEL, L.E. Effects of mineral nutrients, sludge application rate, and application frequency on biodegradation of two oily sludges. Microbial Ecology. College Station, Texas. v. 9, n. 4, p. 363-373, 1983. CAB: OS Soils-and-Fertilizers, 1984, ref. 047-13454. Resumo.
- BROWN, K.S.; The green clean. BioScience. Columbia, USA. v. 45, n. 9, p. 579-582, 1995. CD: Pollution-and-Degradation; Biodegradation-Organisms. Resumo.
- BROWN, K.W; DONNELLY, K.C. Influence of soil environment on biodegradation of a refinery and petrochemical sludge. Environmental Pollution. Texas, USA. v. 6, n. 2, p. 119-132, 1983. CAB: OS Soils-and-Fertilizers, 1984, ref. 047-00833. Resumo.
- CARVALHO, J. F. P. C. & ALMEIDA, M. H. L. Metodologia Empregada para Monitoramento das Áreas de Biorremediação e do Landfarming da REPAR, 1ª Mesa Redonda sobre Química Analítica Ambiental da PETROBRAS, 8p, 1994.

- CARVALHO, J. F. P. C. & ALMEIDA, M. H. L. Manual de Operação do Landfarming. PETROBRAS-REPAR, Araucária, 111p, 1995.
- CARVALHO, F. J. P. C.; ALMEIDA, M. H. L. e F. H. FALKIEWICKS. Desenvolvimento de Tecnologia para Tratamento de Resíduos de Toxicidade Variável no Sistema Landfarming, Pollution in Large Cities Proceedings, Veneza/Pádua, Itália, p.607-616, 1995.
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, Resolução nº 9 de 31 de Agosto de 1993.
- CONCAWE. Sludge Farming: a Technique for the Disposal of Oily Refinery Wastes. ConcaWE Report 3: 80, 94p, 1980.
- CUNNINGHAM, S.D.; OW, D.W. Promises and prospects of phytoremediation. Plant Physiology. Newark, USA, v. 110, n. 3, p. 715-719, 1996.
- CUNNINGHAM, Scott D.; ANDERSON, Todd A.; SCHWAB, A et al. Phytoremediation of Soils Contaminated with Organic Pollutants. Advances in Agronomy, Newark, USA, v. 56, p. 55-113, 1996.
- CUTRINGHT, T. J. e S. LEE. In Situ Soil Remediation: Bacteria or Fungi? Dept. of Chem. Eng., University of Akron. Akron - Ohio - USA. s/v. p. 413-419, 1994.
- DEKOCK, P.C. Heavy metal toxicity and iron chlorosis. Ann. Bot., London, v.20, n.77, p.133-141, Jan.1956.
- DERPSCH, R.; CALEGARI, A. Guia das plantas para adubação verde de inverno. Documentos. IAPAR, Londrina, n. 9, p. 1-96, maio 1985.
- DIBBLE, J.T.; BARTHA, R. Effect of environmental parameters on the biodegradation of oil sludge. Applied and Environmental Microbiology. New Brunswick, New Jersey, v. 37, n. 4, p. 729-739, 1979. CD: Soil-Biology; Materials-Science. Resumo.
- DIBBLE, J.T.; BARTHA, R. Rehabilitation of oil-inundated agricultural land: a case history. Effect of environmental parameters on the biodegradation of oil sludge. Soil Science. Madison, WI, v. 128, n. 1, p. 56-60, 1979.
- DINEEN, D, SLATER, J.P., HICKS, P., HOLLAND, J., CLENDENING, L.D. 1992. In situ biological remediation of petroleum hydrocarbons in unsaturated soils. p 453 – 463. In: Principles and Practices for Petroleum Contaminated Soils (Calabrese, E.J., Kostecki, P.T. – ed.). Boca Raton: Lewis Publishers. 658p.

- ECKENFELDER Jr, W. W.; NORRIS, R. D. Applicability of Biological Processes for Treatment of Soils. In: TEDDER; POHLAND, Emerging Technologies in Hazardous Waste Management III. 1993, cap. 8, p. 138-158.
- EMBRAPA. 1997. Manual de métodos de análise de solo. Centro Nacional de Pesquisa de Solos – Embrapa. Rio de Janeiro, 2ª edição. 212 p.
- EMBRAPA/CPATU, 1986. V.2, P.171-183.
- EPSTEIN, E. Os componentes inorgânicos das plantas. In: Nutrição mineral das plantas: princípios e perspectivas. Rio de Janeiro : Ed. USP, 1975. P. 43-69.
- EPSTEIN, E. Nutrição mineral das plantas: princípios e perspectivas. Livros Técnicos e Científicos. São Paulo, 1975.
- ERNST, W.H.O.; FUGE, R.; BILLET, M.; SELINUS, O. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. Applied Geochemistry. Amsterdam, Netherlands. v. 11, p. 163-167. 1996. CD: Pollution-and-Degradation; Biological-Resources-Plant. Resumo.
- FLOSS, E. L. Situação da cultura da aveia no Brasil. Lav. Arroz, Porto Alegre, v. 40, n.372, p. 21-22, 33-37, mai/jun. 1987.
- GLIMMERVEEN, I. Should trees now be more actively used in the rehabilitation of heavy metal contaminated sites? Vegetation management in forestry, amenity and conservation areas: managing for multiple objectives. York, UK. n. 44, p. 357-361, March, 1996. CD: Protection-Forestry; Pollution-and-Degradation. Resumo.
- GONÇALVES, CLÁUDIA MARTINS. Avaliação do uso de microrganismos da camada reativa do *landfarming* para acelerar o processo de biodegradação em áreas de biorremediação. Curitiba, 1997. Monografia, Departamento de Ciências Biológicas, Pontifícia Universidade Católica do Paraná.
- GONÇALVES, C.M.; NASIMENTO NETO, D.; KRENCYNSKI, M.C.; CASTRO. R. A.; CARVALHO. F. J.P.C. Uso do Azevem, *Lolium perenne* L., Como Bioindicador de Biorremediação de Solos Contaminados. Curitiba. SBPN Scientific Journal - Vol. 4, Supl. 1, 2000.
- GRENIER, Y. Value of wastewater sludges for forest fertilization. Memoire Direction de la Recherche Appliquee, Direction de la Recherche et du Developpement. Ministere de l'Energie et des Ressources (Forests), Sainte Foy, Quebec, n.98, xx + 190p, 1989. Abstract.

- GROVE, G.W. 1978. Use *landfarming* for oily waste disposal. Hydrocarbon Processing. 5: 138 - 140.
- GRUIZ, K., KRISTON, E. 1995. In situ bioremediation of hydrocarbon in soil. Journal of Soil Contamination. 4(2): 163 - 173.
- GUDIN, C.; SYRATT, W.J. Biological aspects of land rehabilitation following hydrocarbon contamination. Environmental Pollution. England, v. 8, p. 107-112, 1975.
- HAIMANN, R. A. Fungal Technologies for the Treatment of Hazardous Waste. Environmental Progress, Santa Ana - Califórnia, v. 14, n. 3, p. 201-203, Aug, 1995.
- HARRIS, J. O. 1976. Petroleum Wastes in the Soil in Land Application of Waste Materials. Published by the Soil Conservation Society of America, Ankeny, Iowa. 313p.
- HUESEMANN, M.H. Guidelines for land treating petroleum hydrocarbon-contaminated soils. Journal of Soil Contamination. Richland, v. 3, n. 3, p. 299-318, 1994.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS. H. Trace elements in soils and plants. 3 ed. Boca raton : CRC, 1985. 315 p.
- KRENCYNSKI, M.C.; NASIMENTO NETO, D.; GONÇALVES, C.M.; CASTRO. R. A.; CARVALHO. F. J.P.C. Uso do Agrião-da-Terra, *Barbarea verna*, Como Bioindicador de Biorremediação de Solos Contaminados. Curitiba. SBPN Scientific Journal - Vol. 4, Supl. 1, 2000.
- LANGENBACH, t. *et al.* Microrganismos de Importância Agrícola. EMBRAPA, s/v., p. 217-228. Rio de Janeiro, 1994.
- LIGO, M. A. V. Efeito da aplicação de lodo da estação de tratamento do SITEL/CORSAN na absorção de nutrientes e metais pesados pelas plantas - primeiro ano de cultivo. Porto Alegre, 1988. Dissertação de Mestrado em Ciência do solo - Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- MALAVOLTA, EURÍPEDES. Manual de química agrícola. São Paulo : Editora Agronômica Ceres, 1976.
- MALAVOLTA, EURÍPEDES. Fertilizantes e seu impacto ambiental : metais pesados, mitos, mistificações e fatos. São Paulo : ProduQuímica, 1994.

- MALAVOLTA, E. Elementos de nutrição mineral das plantas. São Paulo : Ed. Agronômica Ceres, 1980. 215 p.
- MARSCHNER, HORST. Mineral Nutrition of Higher Plants. Sandiego, CA. Academic press inc. 5. ed. 1993a.
- McDOWELL, L. R.; CONRAD, J. H.; HEMBRY, F. G. Mineral for grazing ruminants in tropical regions. 2 ed. Gainesville : University of Florida, Animal Science Departament, 1933. 77 p.
- McGILL, W.B., ROWELL, M.J., WESTLAKE, D.W.S. 1981. Biochemistry, Ecology and Microbiology of Petroleum Components in Soil. In: Soil Biochemistry Ed. E.A . Paul and J.N. Ladd, Marcel Dekker, New York,. vol. 5. 229p.
- MEDALIE, L.; BOWDEN, W.B.; SMITH, CT. Nutrient leaching following land application of aerobically digested municipal sewage sludge in a northern hardwood forest. Journal of Environmental Quality. New Hampshire, Durham, v. 23, n. 1, p. 130-138, 1994. Resumo.
- MENGEL, K.; KIRKBY, E. A. Principles of plant nutrition. 4 th. Ed. Bern : International Potash Institute, 1987. 687 p.
- METTING, F. B. Soil Microbial Ecology. Enviromental Sciences Departement Bettelle Pacific Northwest Laboratories. Richland, Washington, 1993.
- MIELNICZUK, C. A População Microbiana e a Degradação de Resíduo Petroquímico no Solo. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 1991.
- MONEGAT, C. Plantas de cobertura do solo: características e manejo em pequenas propriedades. Chapecó : C. Monegat, 1991. 337 p.
- MUTATKAR, V. K.; PRITCHETT, W. L. Efectes of added aluminium on some soil microbial processes and growth os oats (Avena sativa) in Arredondo sine sand. Soil Sci. . Baltimore, v. 103, n. 1, p. 39-46, Jan. 1967.
- NASCIMENTO NETO, D. e F. J. P. C. CARVALHO. Metodologia Para Bioindicadores de Biorremediação do Solo com Resíduos de Atividade Petrolífera. Anais IV EVINCI, UFPR., Curitiba, Paraná, p. 371, 1996.

- NASCIMENTO NETO, D. Desenvolvimento de Metodologia para Bioindicadores Vegetais de Biorremediação do Solo Contaminado com Resíduo de Refinaria de Petróleo. Monografia PUC-PR, Curitiba, Paraná, 1997.
- NASCIMENTO NETO, D. e F. J. P. C. CARVALHO. Metodologia Para Monitoramento de Biorremediação de Solos Contaminados com Resíduos Oleosos com Bioindicadores Vegetais. Anais VIII SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa, Paraíba, p. 492-502, 1998.
- NASIMENTO NETO, D.; GONÇALVES, C.M.; KRENCYNSKI, M.C.; CASTRO. R. A.; CARVALHO. F. J.P.C. Uso do Agrião-da-Terra, *Barbarea verna*, Como Bioindicador de Biorremediação de Solos Contaminados. Curitiba. SBPN Scientific Journal - Vol. 4, Supl. 1, 2000.
- OLSEN, S. R. Interacciones de los micronutrientes. In: MOTVEEDT, J. J.; GIORDANO, P. M.; LINDSAY, W.L. Micronutrientes en agricultura. México : AGT, 1983. P. 267-290.
- PAULINO, LEANDRO. Espécies florestais como bioindicadores de biorremediação de áreas com resíduos de refinarias. In: 4º EVINCI Evento de Iniciação científica da UFPR (1996: Curitiba). Anais... Curitiba: UFPR, 1996. p. 371.
- PAVAN, M.A., BLOCH, M.F., ZEMPULSKI, H.C., MIYAZAWA, M., ZOCOLER, D.C. 1992. Manual de análise química de solo e controle de qualidade. Londrina IAPAR – Circular nº 76. 40p.
- PHILIPP, W.; STRAUCH, D. Studies on the hygiene na disease problem with the application of sewage sludge in forest stands. Mitteilungen des Vereins fur Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzuchtung. Stuttgart, n. 33, p. 111-113, 1987. CD: CAB: 0F Forestry-Abstracts, 1990, ref. 051-01262. Resumo.
- PORTO, M. L. Vegetação metalófito e o desenvolvimento do setor mineral. In: Simpósio do Trópico Úmido, 1., 1986. Belém. Anais. Belém.
- PREVEDELLO, B. M. S. (Coord.) Quantificação de metais pesados em solos e plantas: relatório final. Curitiba : FUPEF/PETROBRAS, 1989. 40 f.

- PRICE, N. O. ; MOSCHLER, W. W. Residual lime effect in soils on certain mineral elements in barley, fescue, and oats. J. Agric. Food. Chem., Waschington, DC, v.18, n.1, p.5-8, Jan/Fev. 1970.
- PUPO, N.I.H. Manual de pastagens e forrageiras: formação, conservação, utilização. Campinas : Instituto Campineiro de Ensino Agrícola,1979. 343 p.
- RAYMOND, R.L., HUDSON, J.O., JAMISON, V.W. Oil degradation in soil. Applied and Environmental Microbiology. 31(4): 522 – 535. 1976
- RAYMOND, R. L.; LIBERTI, M A. ;ZANIKOS, I. e T. A. FISCHER National Petroleum Association Publ. No. AM-90-47, 17p, 1990.
- RASIAH, V., VORONEY, R.P., KACHANOSKI, R.G. 1991. Bioavailability of stabilized oily waste organics in ultrasonified soil aggregates. Water, Air and Soil Pollution. 63: 179 - 186.
- SANTOS FILHO, Arthur; TOURINHO, Luiz Carlos Nascimento. Caracterizações analíticas de lodo e interpretações para fins agrícolas e florestais. Revista Floresta, Curitiba, v. 12, n. 2, p. 29-35, 1981.
- SANTOS, H. P. Rotação de culturas e culturas alternativas de inverno no sistema de manejo conservacionista. Documento. EMBRAPA. CNPT, Passo Fundo, n.1, p. 21-30, 1991.
- SANTOS, O. S. Molibdênio. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. (ed.). Micronutrientes na agricultura. Piracicaba : POTAFOS, 1991. P- 191-217.
- SCHOLLENBERGER, C.J.; Effect of leaking natural gas upon the soil. Soil Science. Madison, WI, v. 29, p. 261-266, 1930.
- SEGEL, I. H. Enzyme Kinetics Behavior and Analysis of Rapid Equilibrium and Steady State Enzyme Systems. John Wiley & Sons Inc., 957 p, 1975
- SKLADANY, G.J., METTING JR., F.B. 1993. Bioremediation of contaminated soil. p. 483 – 513. In: Metting Jr, F.B. (ed.) Soil Microbial Ecology. Applications in Agricultural and Environmental Management. Marcel Dekker, Inc. New York. 646 p.
- SHUVAL, H.; JODICE, R.; CONSIGLIO, M.; SPAGGIARRI, G.; SPIGONI, C. Control of enteric micro-organisms by aerobic-thermophilic co-composting of wastewater sludge and agro-industry wastes. Water Science and Technology. v. 24, n. 2, p. 401-405, 1991.

- SOUSA, S.L. Revegetação de Área de Biorremediação Contaminada por Resíduos Oleosos de Petróleo . Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 1997.
- STRAUCH, D.; KONIG, W.; PHILIPP, W et alii. Survival of Salmonella and Ascaris eggs during sewage sludge utilization in forests. Zentralblatt fur Bakteriologie Mikrobiologie und Hygiene. Stuttgart, v. 174, n. 5, p. 461-470, 1981.
- SONG, H., BARTHA, R. 1990. Effects of jet fuel spills on the microbial community of soil. Applied and Environmental Microbiology. 56(3): 646 – 651.
- SONG, H.G., WANG, X., BARTHA, R. 1990. Bioremediation potential of terrestrial fuel spills. Applied and Environmental Microbiology. 56(3): 652 – 656
- TAKAMATSU, ALEXANDRE AKIRA. Avaliação da biolixiviação de metais pesados por bactérias do gênero *Thiobacillus* em lodos biológicos para utilização agrícola como fertilizante. Curitiba, 1996. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.
- TURNER, R. G. Heavy metal tolerance in plants. In: RORISON, I. H. Ecological aspects of the mineral nutrition of plants. Oxford : Blackwell Scientific, 1969. P. 399-410.
- THOMAS, J.M., WARD, C.H. In situ bioremediation of organic contaminants in the subsurface. Environmental Science Technology. 23(7): 760 - 766. 1989.
- THOMAS, G.W., PEASLEE, D.E. 1973. Testing soil for phosphorus. In: WALSH, L.M. e BEATON, J.D., Soil testing and plant analysis. American Society Agronomy, Madison, Wisconsin. p 115 – 132.
- UNION OIL PETROLEUM – Method 391 – 91. Trace metals in petroleum products or organics by AAS. Laboratory Test Methods for Petroleum and Its Products.
- VERGANO, O. & HUNTER, J. G. Trace element toxicities in oats. Ann. Appl. Biol., Brasília, v. 14, n.2, p.411-45, mar/abr 1953.

WALKLEY, A., BLACK, T.A. 1934. An Eufpramination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science. 37: 29 – 38.

ZMIROU, D.; DELORAINE, A.; SAVIUC, P.; TILLIER. C.; BOUCHARLAT, A. e N. MAURY Arch. Of Env. Health 40(4):228-238, 1994.